



UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
CURSO DE BACHARELADO EM OCEANOGRAFIA

PAULA SILVA SANTIAGO

**O USO DO SENSORIAMENTO REMOTO COMO
FERRAMENTA DE MAPEAMENTO DE AMBIENTES
RECIFAIS E ANÁLISE BATIMÉTRICA DE IMAGENS
MULTIESPECTRAIS NA BAÍA DE TODOS OS SANTOS,
SALVADOR, BAHIA**

Salvador
2025

PAULA SILVA SANTIAGO

**O USO DO SENSORIAMENTO REMOTO COMO FERRAMENTA DE
MAPEAMENTO DE AMBIENTES RECIFAIS E ANÁLISE
BATIMÉTRICA DE IMAGENS MULTIESPECTRAIS NA BAÍA DE
TODOS OS SANTOS, SALVADOR, BAHIA**

Monografia apresentada ao curso de graduação em Oceanografia, Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia, como requisito parcial para obtenção de grau de Bacharel em Oceanografia.

Orientadora: Prof. Dra. Camila Brasil Louro da Silveira

Coorientador: Prof. Dr. Ruy Kenji Papa de Kikuchi

Salvador
2025

TERMO DE APROVAÇÃO

PAULA SILVA SANTIAGO

Monografia aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Oceanografia, Universidade Federal da Bahia, pela seguinte Banca Examinadora:



Camila Brasil Louro da Silveira – Orientadora

Doutora em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Universidade Federal da Bahia

 Documento assinado digitalmente
ARTHUR ANTONIO MACHADO
Data: 13/03/2025 14:38:36-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Arthur Antônio Machado

Doutor em Oceanologia pela Universidade Federal do Rio Grande, Brasil

Universidade Federal da Bahia



Thiago Buchianeri Numa de Oliveira

Mestre em Oceanologia Física pela Universidade de São Paulo, Brasil

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer, primeiramente, aos meus pais por terem me apoiado durante todo esse percurso. Alexandre e Thalita por todas as correções de texto e na apresentação. Luma (MINHA DIVA) por existir!

Aos meus irmãos de coração, Sacra e Karina. Não sei o que seria de mim sem vocês. À Analu, amiga eu sei que você não entendeu nada do texto, mas obrigada por ter lido e ter dado sua opinião. As minhas irmãs de curso - Tamires e Luana - enchi muito o saco delas. Obrigada por me aguentarem e fico muito feliz de me formar com vocês.

Victor, meu amor. Obrigada por todo apoio. Foram muitos finais de semanas escrevendo e revisando texto. A partir de hoje, todos os meus finais de semanas serão seus!

À turma de 2018. FINALMENTE!!!! Encerramos um ciclo!!!! Meu amigo Antoniwal, ex parceiro de lab e dono de todos os mangues da Bahia. Yuri, meu primeiro amigo em oceanografia. Toda a galera do Zé! Obrigada por todo companheirismo, as ajudas (galerinha do grupo “ajudando uma pobre coitada” obs: a coitada sou eu), as aulas juntos, AS FESTAS (vão deixar saudade). E o mais importante, tenho certeza que sem vocês nada seria igual.

A galera da Superintendência de Políticas e Planejamento Ambiental da SEMA: Tico e Lua, obrigada por acreditar em mim e pela oportunidade que tive de trabalhar com vocês, pessoas que são apaixonadas pelo o que fazem. Celle, a melhor coordenada do mundo! Alice, minha doutora oceanógrafa diva, um exemplo pra mim. E as quiridis do meu coração (Bruninha, Lai, Cissa, Paty, João Vitor, Neemis), os meus dias na SEMA foram melhores por causa de vocês!

Gostaria de agradecer também aos Prof. Dr. Guilherme Lessa e Prof^a. Dr^a. Vanessa Hatje por me iniciarem nessa jornada acadêmica. Lessa, por ter me apresentado ao sensoriamento remoto. Vanessa, por todo apoio durante um período difícil na minha vida. Pra sempre grata!

Camila, que não é só uma orientadora, é um anjo. Obrigada por ter aceitado essa maluquice e por aguentar todas as mensagens que eu mandei nesse decorrer. E Ruy por ter aceitado mergulhar nessa com a gente.

Por fim, agradeço à Petrobras pelo suporte financeiro, através do convênio PETROBRAS/UFBA/FAPEX N° 5850.0107361.18.9, regulado pela ANP sob resolução 03/2015, essencial para a realização deste trabalho.

RESUMO

O sensoriamento remoto aplicado aos ambientes costeiros oferece diversos recursos para estudos oceanográficos, sendo uma alternativa viável diante da dificuldade de obtenção de dados em locais remotos. Considerando que o mapeamento das profundidades marinhas é fundamental para o monitoramento do relevo submarino, produção de cartas náuticas, e o suporte à navegação, o presente estudo investiga o uso do sensoriamento remoto como ferramenta para o mapeamento de ambientes recifais e análise batimétrica na Baía de Todos os Santos (BTS), contribuindo para a atualização desses dados. Foram comparados modelos de batimetria derivada de satélite (SDB) utilizando imagens dos satélites multiespectrais — Landsat-8 (30 m), Sentinel-2 (20 m) e PlanetScope (3 m) — em conjunto com dados batimétricos obtidos *in situ* por sonar, empregados na calibração dos algoritmos de recuperação de profundidade. As análises incluíram modelos empíricos, como modelo linear (LM) e modelo de banda entre razão (RBM), além da análise de componentes principais (PCA) para ambos os modelos e regressão geograficamente ponderada (GWR). O estudo também emprega georreferenciamento de imagens de satélite para atualizar o mapeamento dos recifes de coral na região, possibilitando a identificação de novas feições recifais. Os resultados demonstram que tanto o modelo de razão entre bandas (RBM) na imagem Landsat-8 quanto o modelo linear na Sentinel-2 tiveram um desempenho superior em águas rasas, com $R^2 = 0,79$. Ao aplicar a GWR, os valores preditos de profundidade aumentaram para $R^2 = 0,95$. Além disso, a sobreposição de todos os dados indicou novas áreas recifais ainda não mapeadas, reforçando a importância da validação *in situ*. O estudo destaca a relevância do sensoriamento remoto na obtenção de dados ambientais e na conservação de ecossistemas marinhos protegidos.

Palavras-chave: Sensoriamento Remoto, Batimetria Derivada de Satélite, Georreferenciamento, Imagens Multiespectrais, Águas rasas.

ABSTRACT

Remote sensing applied to coastal environments offers several resources for oceanographic studies, being a viable alternative given the difficulty of obtaining data in remote locations. Considering that mapping marine depths is essential for monitoring underwater relief, producing nautical charts, and supporting navigation, this study investigates the use of remote sensing as a tool for mapping reef environments and bathymetric analysis in All Saints Bay (BTS), aiming to update these data. Satellite-derived bathymetry (SDB) models were compared using images from the multispectral satellites Landsat-8 (30 m), Sentinel-2 (20 m), and PlanetScope (3 m) together with bathymetric data obtained in situ by sonar, used in the calibration of depth recovery algorithms. The analyses included empirical models, such as the linear model (LM) and band-ratio model (RBM), in addition to principal component analysis (PCA) and geographically weighted regression (GWR). The study also uses georeferencing of satellite images to update the mapping of coral reefs in the region, enabling the identification of new reef features. The results demonstrate that both the band ratio model (RBM) in the Landsat-8 image and the linear model in Sentinel-2 performed better in shallow waters, with $R^2 = 0.79$. When applying the GWR, the predicted depth values presented $R^2 = 0.95$. In addition, the overlap of all data indicated new reef areas that had not yet been mapped, reinforcing the importance of in situ validation. The study highlights the relevance of remote sensing in obtaining environmental data and in the conservation of protected marine ecosystems.

Keywords: Remote Sensing, Satellite-Derived Bathymetry, Georeferencing, Multispectral Imagery, Shallow Waters.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1: Comparação da profundidade de penetração da luz de diferentes comprimentos de onda no oceano aberto e em águas costeiras.....	6
Figura 2. Mapa da Baía de Todos os Santos.....	11
Figura 3. Localização dos sítios de levantamento dos dados batimétricos. O Parque Marinho da Barra simbolizado com os pontos amarelos e o Parque Marinho da Cidade Baixa em verde.....	13
Figura 4. Imagem Landsat-8 durante processo de remoção do brilho do sol. (a) Pixels selecionadas para o cálculo de regressão linear destacados em vermelho; (b) Área antes da correção do brilho solar; (c) Área após a correção do brilho solar.....	17
Figura 5. Esquema ilustrando a entrada (fundo branco), funções (cinza claro) e saídas (cinza) envolvidas no cálculo das bandas utilizadas nos algoritmos de recuperação de profundidade.....	18
Figura 6. Áreas dos pontos pré definidos (predict_data) para aplicação da GWR.....	20
Figura 7. Regressão exploratória pelo método de Regressão Linear Múltipla (OLS) da imagem Landsat-8 pelo modelo RBM no Parque Marinho da Cidade Baixa.....	23
Figura 8. Regressão exploratória pelo método de Regressão Linear Múltipla (OLS) da imagem Landsat-8 pelo modelo RBM no Parque Marinho da Barra.....	25
Figura 9. Derivação batimétrica da Regressão Linear Múltipla (OLS) na imagem Sentinel com enfoque na região sudeste da BTS.....	26
Figura 10. Derivação batimétrica da Regressão Linear Múltipla (OLS) na imagem Sentinel com enfoque na região sudeste da BTS.....	26
Figura 11. Aplicação da regressão geograficamente ponderada (GWR) na imagem Sentinel-2 do modelo LM do Parque Marinho da Cidade Baixa.....	27
Figura 12. Gráfico de relação entre os dados observados e preditos pelo modelo GWR.....	28
Figura 13. Aplicação da regressão geograficamente ponderada (GWR) da imagem Sentinel-2 do modelo LM com os pontos treinados para prever profundidades (predict_data). 29	29
Figura 14. Aproximação na região sul da imagem, correspondente às imediações do Monte do Cristo, mostrando a correlação com a carta náutica da BTS (1110).....	29
Figura 15. Georreferenciamento do mapeamento de recifes de corais na Baía de Todos os Santos a partir dos estudos de Cruz (2008), Lessa e Dias (2009), Oliveira (2017), Atlas dos Recifes de Corais em Unidades de Conservação Brasileiras (2018) e do site MapBiomas (2024).....	31
Figura 16. Compilação dos estudos georreferenciados em verde e em vermelho a vetorização realizada pela imagem PlanetScope com a identificação de novas feições recifais.....	32
Figura 17. Vetorização de recifes de coral identificados na imagem PlanetScope e pontos de monitoramento de recifes de corais (triângulos em vermelho) na região leste da BTS.....	33
Figura 18. Vetorização de recifes de coral identificados na imagem PlanetScope e pontos de monitoramento de recifes de corais (triângulos em vermelho) na região leste da Ilha de Itaparica.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Detalhes das campanhas de coleta dos dados batimétricos.....	12
Tabela 2. Detalhes das imagens utilizadas no estudo.....	14
Tabela 3. Resultados das Regressão Linear Múltipla (OLS) para a imagem Landsat-8 (L8), Sentinel-2 (S2) e PlanetScore (PS) do Parque Marinho da Cidade Baixa.....	23
Tabela 4. Resultados das Regressão Linear Múltipla (OLS) para a imagem Landsat-8 (L8), Sentinel-2 (S2) e PlanetScore (PS) do Parque Marinho da Barra.....	24

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BTS - Baía de Todos os Santos

GWR - Regressão Geograficamente Ponderadas

LiDAR - *Light Intensity Detection and Ranging*

LM - Modelo Linear

LOOP - Laboratório de Oceanografia Operacional

L8 - Landsat-8

OLI - *Operational Land Imager*

OLS - Regressão Linear Múltipla

PMB - Parque Marinho da Barra

PMCB - Parque Marinho da Cidade Baixa

PS - *PlanetScope*

TIRS - *Thermal Infrared Sensor*

USGS - *United States Geological Survey*

RECOR - Laboratório de Recifes de Corais e Mudanças Climáticas

RBM - Modelo Razão entre Bandas

SDB - Batimetria Derivada de Satélite

SR - Sensoriamento Remoto

S2 - Sentinel-2

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REFERENCIAL TEÓRICO	5
2.1. Sensoriamento remoto	5
2.2. Técnicas de obtenção de batimetria	6
2.3. Batimetria derivada de satélite (SDB)	7
2.3. Mapeamento de recifes de coral	9
3. METODOLOGIA	11
3.1. Área de estudo	11
3.2. Levantamento batimétrico	12
3.3. Dados de imagens de satélite	14
3.4. Pré-processamento	15
3.5. Mascaramento da terra	15
3.6. Correção atmosférica	15
3.7. Correção da reflexão especular da luz solar direta (Sun Glint)	16
3.8. Derivação da profundidade	17
3.9. Mapeamento de prováveis áreas recifais	20
4. RESULTADOS	22
4.1. Batimetria in situ	22
4.2. Batimetria derivada de satélite	22
4.2. Mapeamento de prováveis áreas recifais	30
5. DISCUSSÃO	34
5.1. Batimetria Derivada de Satélite	34
5.2 Mapeamento de recifes de corais	37
6. CONCLUSÃO	38
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40

1. INTRODUÇÃO

A cartografia é uma ciência fundamental para a humanidade, desempenhando um papel crucial na geopolítica, econômica, navegação, transporte, gestão urbana e de recursos naturais (MIRANDA, 2001; GAO, 2009). Todavia, apesar da reconhecida importância, a produção de mapas e cartas náuticas encontra-se defasada em algumas regiões em virtude das dificuldades de extração da batimetria, como a presença de recifes, bancos de areia, formações rochosas submersas e baixas profundidades (KUSTER *et al.*, 2020). No passado, as linhas de costa, detalhes das marés e correntes, além de elementos decorativos e curvas de profundidade, eram desenhados à mão, exigindo habilidade e tempo dos profissionais envolvidos, mas com os avanços tecnológicos houve um aumento da produção cartográfica digital, aprimorando processos por meio da automação de rotinas, facilitando a compilação das cartas, demandando um menor tempo de produção e custo reduzido (GIORDAN *et al.*, 2018; AFFONSO, 2023).

Uma vez que o mapeamento de profundidades marinhas é de suma importância devido ao seu envolvimento em múltiplas aplicações no ambiente costeiro (e.g. para o acompanhamento da morfodinâmica costeira e submarina). Informações sobre a batimetria são fundamentais para a produção de cartas náuticas, que dão suporte à navegação, a instalação e gestão portuária, dragagem, previsões e tendências de assoreamento e erosão, monitoramento da movimentação sedimentar e modelagem da topografia subaquática (GAO, 2009). Diante disso, o sensoriamento remoto surge como uma alternativa eficiente e inovadora para superar as limitações dos métodos tradicionais de levantamento batimétrico e mapeamento de ambientes bentônicos costeiros. Por meio do uso de sensores ópticos e imagens de satélite, é possível obter informações precisas e atualizadas sobre a profundidade e morfologia subaquática, especialmente em áreas rasas e de difícil acesso (EUGENIO, MARCELLO e MARTIN, 2015; KASVI *et al.*, 2019).

O sensoriamento remoto (SR) tem sido aplicado desde a década de 70 (BRAGA e GHERARDI, 2001), com foco na mitigação da fragmentação de ecossistemas e no mapeamento e monitoramento de áreas ambientais marinhas. Essa tecnologia envolve a medição de radiação eletromagnética refletido ou emitido

pela superfície da Terra, relacionando essas medições com os tipos de habitat ou a qualidade da água na área costeira observadas pelos sensores (GREEN *et al.*, 2000). O uso do SR tem se expandido significativamente, impulsionado pela crescente disponibilidade de imagens de satélite, que se destacam pela facilidade do acesso, ampla cobertura, resolução e pela variedade de bancos de dados gratuitos. Dessa forma, o método de Batimetria Derivada de Satélite (SDB) e o Mapeamento de Feições Recifais por Georreferenciamento aparece como um métodos eficientes e de baixo custo para atualizar os dados batimétricos e de mapear recifes de corais em zonas de águas rasas, com alguns exemplos de sucesso (*e.g.* BRAGA e GHERARDI, 2001; LYZENGA, 2006; PACHECO, 2015; GIORDAN *et al.*, 2018; PURKIS, 2018; GABR, AHMED e MARMOUSH, 2020).

A SDB utiliza métodos empíricos e dados de sensoriamento remoto óptico para estimar a batimetria em áreas de águas rasas (ASHPHAQ, SRIVASTAVA e MITRA, 2021). Essa abordagem baseia-se na interação entre a luz, em diferentes comprimentos de onda do espectro, com a coluna d'água e o fundo marinho, permitindo derivar informações batimétricas a partir da análise das variações na reflectância espectral (ASHPHAQ, SRIVASTAVA e MITRA, 2021). Para a SDB, diferentes comprimentos de onda são atenuados em graus diferentes ao atravessar a coluna d'água, e alguns modelos exploram essa característica para aprimorar as estimativas de profundidade (PACHECO *et al.*, 2015).

Desde 1975, quando foram analisadas imagens de satélite da Grande Barreira de Corais (SMITH *et al.*, 1975), esforços contínuos têm sido feitos a fim de incorporar imagens de satélite a estudos de ambientes coralíneos. Um exemplo é o *Millennium Coral Reef Mapping Project* (IMARS-USF e IRD, 2005), que utilizou um conjunto de imagens multiespectrais do Landsat 7, adquiridas entre 1999 e 2002, para caracterizar, mapear e estimar a extensão dos ecossistemas recifais rasos no Caribe-Atlântico, Pacífico, Indo-Pacífico, Mar Vermelho. Atualmente, iniciativas de mapeamento bentônico estão sendo aplicados inclusive a nível global, como o Allen Coral Atlas (LYONS, 2020), que empregou imagens de satélite de alta resolução (*i.e.* PlanetScope) para fornecer dados sobre batimetria, extensão de recifes e mapeamento de habitats de recifes de coral ao redor do mundo. No Brasil, o primeiro mapeamento a nível nacional do ambiente recifal brasileiro foi o “Atlas dos Recifes de Corais em Unidades de Conservação Brasileiras” (MMA, 2003), produto

que apresenta um total de 39 mapas das 9 unidades de conservação. Os autores do Atlas utilizaram SR para o mapeamento dos recifes, em geral, Landsat 5 ou 7 com composição RGB das bandas 3 (R), 2 (G) e 1 (B). Mais recentemente, um estudo do Mapbiomas (2024) revelou que a costa brasileira abriga mais de 20,4 mil hectares de recifes de corais em águas rasas, sendo que 72% dos recifes mapeados se encontram em Unidades de Conservação Marinhas, e entre essas unidades, a APA Ponta da Baleia/Abrolhos, na Bahia, se destaca representando 33% de toda a área mapeada.

A zona costeira brasileira é extensa, abrangendo mais de 3 milhões de km² e cerca de 8.500 km de extensão (GERLING *et al.*, 2016; SILVA *et al.*, 2019). Entre os estados brasileiros, a Bahia possui a maior linha de costa, totalizando cerca de 1.100 km (SEMA, 2012). Apesar dos avanços nas pesquisas no Brasil voltadas à extração da batimetria por meio de sensoriamento remoto com a técnica batimetria derivada de satélite (ALCÂNTARA *et al.*, 2010; da SILVA *et al.*, 2020; VARGAS *et al.*, 2021) e ao uso do georreferenciamento para mapeamento de recifes de coral (ROELFSEMA e PHINN, 2010; PHINN, ROELFSEMA e MUMBY, 2012; ROELFSEMA *et al.*, 2013), os estudos realizados na Bahia ainda são escassos.

A Baía de Todos os Santos (BTS), situada na cidade de Salvador, Bahia, está inserida na Área de Proteção Ambiental (APA) Baía de Todos os Santos (BRASIL, 1999). Sua região abrange rios e estuários, como Paraguaçu e Subaé, além de ilhas, áreas de manguezais, planícies de marés e recifes de coral. Devido à importância histórica e econômica da BTS para o estado da Bahia, sendo essencial para a produção agrária e petrolífera e, mais recentemente, se consolidando como um importante atrativo turístico (HATJE e ANDRADE, 2009), torna-se fundamental manter atualizados os dados batimétricos e o mapeamento dos ambientes recifais. Isso se faz ainda mais necessário considerando que parte da carta náutica da BTS (1110) foi elaborada na década de 70 (DHN, 2024) e que o último mapeamento coralíneo foi realizado em 2016 (OLIVEIRA, 2017).

Considerando os avanços nas tecnologias e resolução de imagens de satélite e considerando as necessidades urgentes de mapeamento de áreas recifais e estudos batimétricos na BTS, o presente estudo tem como objetivo principal

contribuir com a atualização dos dados batimétricos e mapeamento dos recifes de coral na Baía de Todos os Santos. Os objetivos específicos são:

i) utilizar dados de profundidade obtidos *in situ* para derivar a batimetria por satélite de áreas rasas na BTS;

ii) comparar os resultados obtidos na batimetria derivada por satélite com os dados de profundidade obtidos *in situ*;

iii) aplicar um modelo de *machine learning* (Geographically weighted regressions) para refinar os resultados dos modelos e prever dados de profundidade em pontos rasos na BTS;

iv) determinar qual modelo de batimetria derivada de satélite é mais adequado para análise batimétrica na BTS;

v) atualizar e sugerir novas áreas de prováveis recifes de corais na BTS, apresentando um mapa integrado dos recifes de corais rasos da região.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Sensoriamento remoto

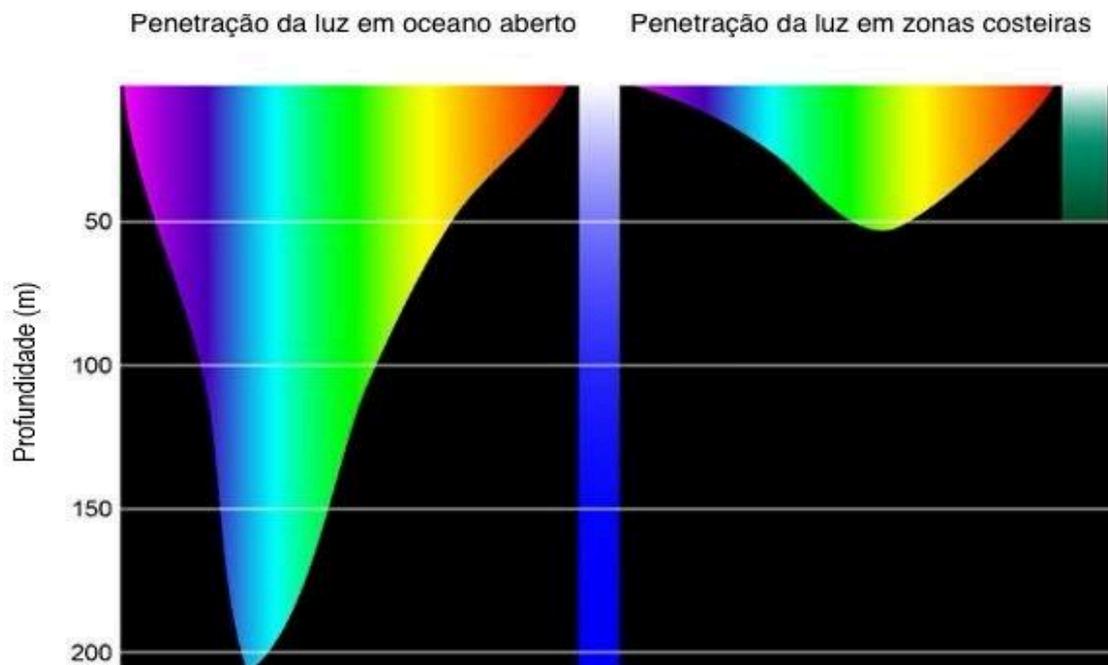
Sensoriamento remoto é definido como uma técnica para obter informações de objetos sem a necessidade de contato físico, por meio da análise de dados coletados por sensores (CAMPBELL e WYNNE, 2011). Esses sensores captam a radiação eletromagnética refletido ou emitido pela superfície terrestre, permitindo a correlação dessas medições com diferentes tipos de habitat ou a qualidade da água na área costeira (GREEN *et al.*, 2000). As radiações eletromagnéticas das ondas do visível e do infravermelho, variam de 0,4 a 2,5 μm , e nesse intervalo, o pico máximo de intensidade de radiação encontra-se na faixa de 0,45 a 0,76 μm ou 450 a 760 nm, do azul ao vermelho, conhecida como a região do espectro visível, que são aquelas que podem ser percebidas pelo olho humano e interpretadas pelo cérebro (MENEZES e ALMEIDA, 2012).

No oceano aberto, a luz azul, na faixa de 400 nm, ainda mantém metade da sua intensidade original após passar 100 metros de profundidade (Figura 1). Já em zonas costeiras, a composição da água influencia a cor percebida: água com alta concentração de fitoplâncton tendem a apresentar tonalidade esverdeadas, enquanto águas com alta taxa de sedimento em suspensão adquirem tons amarronzados (SUTCLIFFE *et al.*, 2016). Ademais, a absorção de luz pela água aumenta exponencialmente com o comprimento de onda. Dessa forma, a luz vermelha penetra apenas alguns metros, a energia infravermelha é absorvida em poucos centímetros e as micro-ondas apenas milímetros (PURKS, 2018). Essas diferenças na penetração da luz permitem a distinção de diferentes tipos de substrato, tornando o sensoriamento remoto uma ferramenta valiosa para o mapeamento e caracterização de ambientes em uma mesma área.

Em função da disponibilidade de dados e facilidade do uso, tornou-se muito utilizada em monitoramentos, zoneamento de habitats bentônicos, mapeamento e outros diversos estudos no ecossistema marinho. Nesse contexto, o sensoriamento remoto tem se mostrado essencial para complementar a obtenção de dados batimétricos e caracterização de habitats, permitindo uma análise contínua em áreas costeiras que estão sujeitas a alterações dinâmicas causadas por processos

naturais como correntes de maré, propagação de ondas e atividades humanas intensivas (ERNSTSEN *et al.*, 2006 ; STAMMER *et al.*, 2014; ROWLEY *et al.*, 2020).

Figura 1: Comparação da profundidade de penetração da luz de diferentes comprimentos de onda no oceano aberto e em águas costeiras.



Fonte: Adaptada de NOAA-OE, 2022.

2.2. Técnicas de obtenção de batimetria

A análise batimétrica é um método de medição de profundidades para estudar a topografia de corpos d'água, sendo considerada de importância fundamental para muitos propósitos e aplicações, como ciências da engenharia costeira e gerenciamento sustentável (GAO, 2009). Dentre as técnicas tradicionais para obtenção da batimetria, temos os sensores remotos ativos (e.g. LiDAR, ecossondas de feixe único e multifeixes). O *Light Intensity Detection and Ranging* (LiDAR) é um sistema de sensoriamento remoto óptico, ou seja, é uma técnica que utiliza sensores para captar e registrar a radiação eletromagnética refletida ou emitida pelos objetos da superfície terrestre, geralmente na faixa do espectro visível e infravermelho e através disso estimar o alcance entre dois objetos (GUENTHER *et al.*, 2000; MALLET e BRETAR, 2009). De acordo com Szafarczyk e Toś (2022) é um sistema que consegue penetrar em águas rasas para obter a profundidade das

zonas costeiras. Entretanto, segundo Klemas (2011), em áreas muito rasas, menores que 2 metros, há limites técnicos na propagação da onda, prejudicando a estimativa da profundidade nas zonas de arrebentação, devido ao grau de turbidez por conta da agitação dos sedimentos na coluna d'água e para solucionar esse impasse, o mapeamento é feito em voos sucessivos na maré baixa, usando o sistema LiDAR, e na alta em conjunto com um batímetro (NIEMEYER *et al.*, 2014; SAYLAM *et al.*, 2018).

No Sistema Acústico, as Ecossondas são instrumentos que utilizam ondas sonoras para medir a profundidade da água e mapear o relevo do fundo de ambientes aquáticos, como rios, lagos, mares e oceanos (COLBO *et al.*, 2014). Elas funcionam com base no princípio da reflexão acústica, onde pulsos de som são emitidos em direção ao fundo, e o tempo que a onda refletida leva para retornar é usado para calcular a profundidade e o formato do leito (HUGHES CLARKE, 2018). O sonar de feixe único apresenta uma discrepância considerável no tempo do levantamento hidrográfico. Os sistemas multifeixes medem e registram o tempo decorrido entre a emissão e recepção do sinal do transdutor para o fundo do corpo hídrico ou objeto. Produzem uma “faixa” de sondagens com largura cerca de três a sete vezes a profundidade média (ELVENES *et al.*, 2013).

Embora essas tecnologias possam coletar profundidade de alta acurácia, elas apresentam algumas limitações relacionadas a custo operacional, tempo, ineficiência e inaplicabilidade em águas rasas. Diante dessas dificuldades, dados oceanográficos têm sido obtidos por sensoriamento remoto e com o avanço da computação e dos algoritmos, os métodos de batimetria derivadas de satélite (SDB) para estimar profundidade usando dados multiespectrais tornaram-se mais precisos (da SILVEIRA *et al.*, 2020; GABR, AHMED e MARMOUSH, 2020; MA *et al.*, 2020).

2.3. Batimetria derivada de satélite (SDB)

Os métodos de batimétrica derivada de satélite são classificados como empíricos e analíticos. Os métodos empíricos utilizam a ideia de que a luz se propaga e sofre atenuação à medida que a aumenta a profundidade, além disso dependem de relações estatísticas feitas com dados coletados no campo (PHILPOT, 1989). Já os métodos analíticos são baseados em cálculos físicos que explicam como a luz interage com a água, levando em conta as características biológicas,

físicas e ópticas dos componentes presentes na água (ASHPHAQ, SRIVASTAVA e MITRA, 2021). No entanto, o método analítico tem sido considerado um problema matemático complexo de executar na prática (MOUW, 2015; WERDELL, 2018), tornando assim, o método empírico mais utilizado no SR (CHENIER *et al.*, 2018; KIM e YUN, 2018; da SILVEIRA *et al.*, 2020; NIROUMAND-JADIDI *et al.*, 2020).

A partir do método empírico, a maioria dos estudos SDB são baseados no modelo linear (LM) (LYZENGA, 1978; LYZENGA, 1985; LYZENGA, MALINAS e TANIS, 2006) e no modelo de razão entre bandas (RBM) (STUMPF, HOLDERIED e SINCLAIR, 2003). Lyzenga (1978) propôs um modelo que descreve como a luz solar interage com a superfície da água e é atenuada exponencialmente com a profundidade. Através de uma regressão logarítmica das reflectâncias para linearizar a relação entre a luz refletida e a profundidade, introduzindo o conceito de que, em regiões rasas e de água clara, a luz captada por sensores em comprimentos de onda no espectro visível pode ser usada para mapear profundidades. E Stumpf, Holderied e Sinclair (2003) na mesma ideia de atenuação exponencial da luz com a profundidade, propôs um modelo baseado na razão logarítmica entre bandas espectrais. É um modelo simples e eficaz em áreas com substratos heterogêneos, sendo utilizado em vários estudos que trabalham em regiões recifais (*e.g.*, PE'ERI, 2014; da SILVEIRA *et al.*, 2020), no qual as diferenças de reflectância do fundo podem prejudicar a estimação da profundidade. Para o SDB, diferentes comprimentos de onda do espectro de luz são atenuados através de corpos d'água em graus variados e alguns modelos apresentam essa vertente. A relação entre as bandas ajuda a reduzir o impacto de fatores como turbidez e absorção da luz pela água. No entanto, essas técnicas são mais adequadas para regiões de águas limpas e profundidades rasas (< 20 m) (JAGALINGAM *et al.*, 2015).

Com aplicabilidade em estudos de ecologia, monitoramento costeiro e estudos ambientais, Louchard *et al.* (2003) desenvolveram modelos que permitem estimar o albedo do fundo a partir da reflectância captada acima da superfície, mesmo com as interferências da coluna d'água, melhorando a precisão de estimativas de albedo e batimetria em águas rasas (*e.g.* recifes de corais e zonas costeiras). Bachmann *et al.* (2005) explorou o uso de imagens hiperespectrais para mapeamento de profundidade, classificação de habitats em ambientes de recifes de coral e especificação de substratos (*e.g.* corais vivos, algas, areias e outros tipos de

fundo) com uma maior sensibilidade. E Vanderstraete *et al.* (2006) integrou imagens de satélite IKONOS de altíssima resolução com dados *in situ*, sendo capaz de mapear áreas de ervas marinhas em zonas costeiras tropicais destacando a importância de integrar tecnologias avançadas e dados locais para aprimorar o entendimento de ecossistemas tropicais sensíveis. São estudos que revolucionaram o mapeamento e reforçaram a importância dessa tecnologia para a conservação e monitoramento de ecossistemas marinhos sensíveis.

A análise batimétrica e o mapeamento de ambientes recifais por meio de imagens de satélite são fundamentais no campo do SR aplicado ao ambiente marinho. Essas técnicas possuem inúmeras aplicações práticas, especialmente no monitoramento e na gestão de áreas costeiras. Informações sobre a batimetria e a extensão de recifes de corais desempenham um papel importante em diversas áreas, incluindo oceanografia, estudos paleoclimáticos e geologia marinha.

2.3. Mapeamento de recifes de coral

O ecossistema recifal é reconhecido como um dos ambientes mais complexos e com maior abundância de espécies do planeta (XU e ZHOA, 2014). Além do seu valor ecológico, os recifes de coral possuem significativa relevância econômica, pois frequentemente são locais de intensa atividade turística, fonte de recursos pesqueiros, produtos farmacoterápicos, e também, atuam como barreira física da ação erosiva das ondas na zona costeira (BRUCKNER, 2002). Então, é preciso que a população reconheça a importância de monitorar o ambiente e obter dados em tempo real sobre o estado do ecossistema para promover ações de conservação.

A maioria dos mapas digitais de ecossistemas de recifes de corais é derivada da interpretação visual de características do fundo do mar a partir de fotografias aéreas ou imagens de satélite multiespectrais (ROHMANN e MONACO, 2005; LI *et al.*, 2019). Esse processo resulta em mapas de temáticas de habitat, com limites de classe discretos (KENDALL *et al.*, 2001, BATTISTA *et al.*, 2007). No entanto, o mapeamento de recifes de coral por sensoriamento remoto enfrenta alguns desafios.

Embora os recifes de corais apresentem características visualmente marcantes devido à sua coloração brilhante e diversificada, em termos de sensoriamento remoto, são espectralmente muito semelhantes (PURKIS 2005, GOODMAN *et al.* 2013). Essa similaridade é atribuída, em grande parte, à presença de zooxantelas, que contêm clorofila-a e influenciam as características espectrais de muitos ambientes carbonáticos rasos. Como resultado, há um pico de absorção próximo a 440 nm e menor absorção nas extremidades do espectro visível (tanto no azul quanto do vermelho) (PURKS, 2018). Além disso, a coloração pode ser influenciada pela colonização por gramas marinhas, bem como por uma comunidade de algas compostas por cianobactérias, ocupando os espaços intersticiais entre grãos de sedimentos não consolidados, ou um coral morto coberto com macroalgas, não permitindo a identificação precisa do bentos e tipos de substrato e gerando um viés espectral semelhante (PURKIS, 2005). Portanto, a obtenção de dados de imagem com resolução espectral e radiométrica suficiente é crucial, juntamente com a compreensão das propriedades ópticas dos ambientes de recifes de corais (MOBLEY, 2005).

3. METODOLOGIA

3.1. Área de estudo

A área de estudo é a Baía de Todos os Santos, localizada entre as coordenadas 12°50' S e 38°38' W, na cidade de Salvador (Figura 2). A mesma apresenta área de 1.233 km², sendo a terceira maior baía do Brasil (LESSA *et al.*, 2018). A maior parte da BTS apresenta uma topografia de fundo relativamente plana com profundidades médias de 9,8 m, máxima atingindo 70 m e aproximadamente 94% de sua área com profundidades inferiores a 25 metros (CIRANO e LESSA, 2007).

Figura 2. Mapa da Baía de Todos os Santos.



Na entrada da BTS, entre o Farol da Barra e a Falésia da Vitória, encontra-se uma área de transição que combina costões rochosos com recifes em formações, conectando os recifes externos e internos (DE BARROS JUNIOR *et al.*, 2009). Os recifes de coral da parte interna são encontrados na sua região nordeste (OLIVEIRA, 2017). Estendem-se ao longo da costa oeste da cidade de Salvador, do sul da ilha de Maré até a costa leste da ilha dos Frades. Na entrada da baía, na região aberta ao oceano, os recifes de corais ocorrem ao longo das costas leste e sudeste da ilha de Itaparica (DUTRA *et al.*, 2006; CRUZ, 2008).

3.2. Levantamento batimétrico

Para estimar a batimetria, é necessário de dados coletados *in situ* da profundidade da água para calibrar o modelo. Portanto, a precisão dos dados de calibração afetará a precisão do SDB.

No primeiro momento, dados batimétricos levantados pela Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil (DHN) na Baía de Todos os Santos seriam aplicados para a derivação da batimetria, mas quando analisados o $R^2 < 0,5$, ou seja, as variáveis não explicavam o modelo. Sendo assim, os dados batimétricos utilizados no estudo foram levantados nas campanhas do Projeto Coral-Sol, realizados pelo Laboratório de Recifes de Corais e Mudanças Climáticas (RECOR) com a assistência do Laboratório de Oceanografia Operacional (LOOP). Os dados foram coletados com o auxílio do instrumento EdgeTech 4600, de 540 khz, que fornece simultaneamente batimetria de multifeixe e imagens de sonar de varredura lateral (EdgeTech, 2011).

Tabela 1. Detalhes das campanhas de coleta dos dados batimétricos.

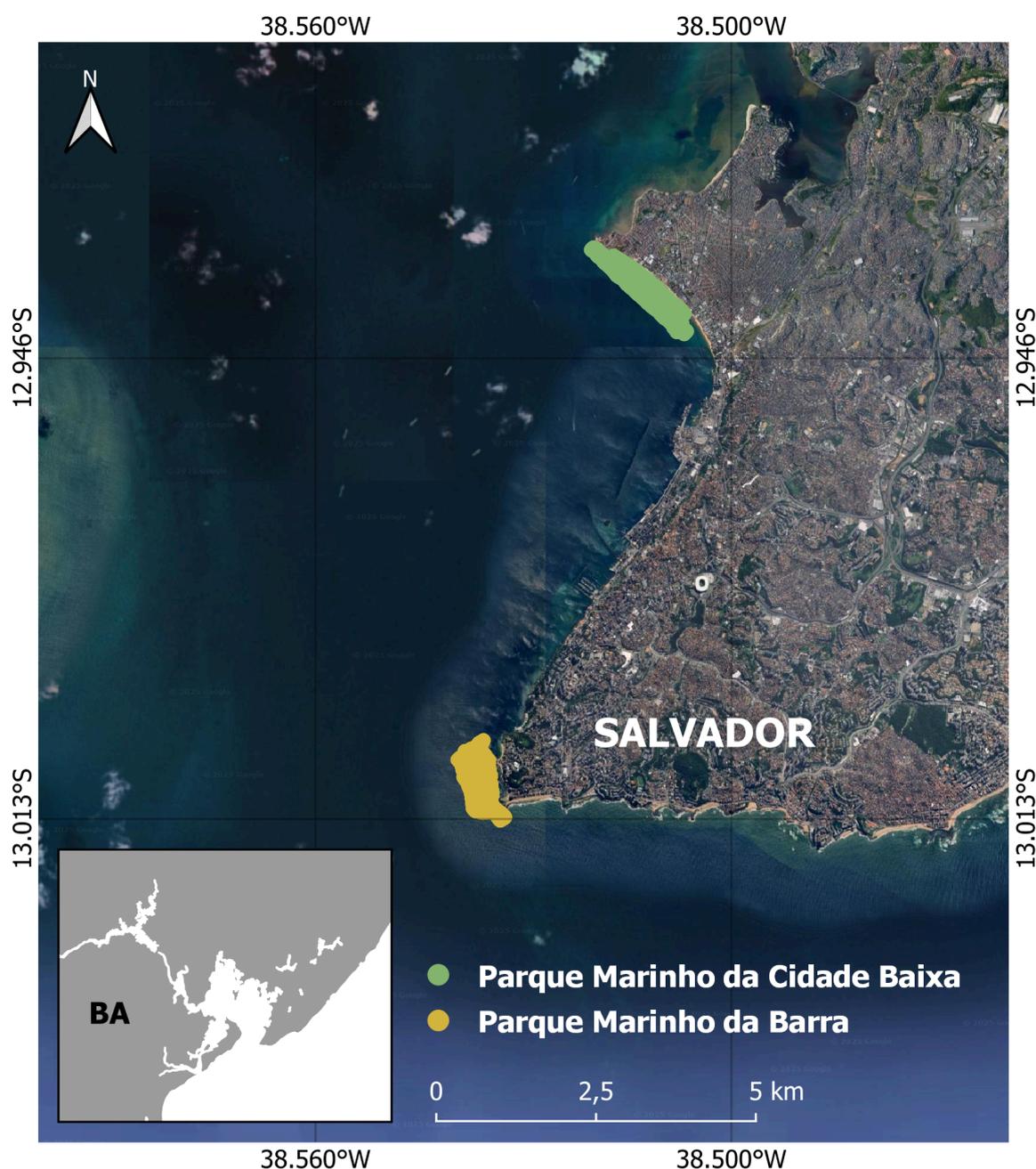
	PMB	PMCD
Nome do Local	Parque Marinho da Barra	Parque Marinho da Cidade Baixa
	X: -38.54189 a -38.5328	X: -38.52021 a -38.5064
Cobertura	Y: -12.92996 a -12.9425	Y: -12.9299 a -12.9424
Área (km ²)	0,328	0,423

As coletas foram realizadas em 2 pontos distintos na BTS, Parque Marinho da Barra (PMB) e Parque Marinho da Cidade Baixa (PMCD) (Figura 3). Ambos dados foram agrupados em apenas uma camada para facilitar o processamento no

ArcGis, ArcMap versão 10.4. A fim de considerar apenas dados onde o SR seria capaz de atuar (*i.e.* batimetria rasa) os dados do levantamento batimétrico com profundidades maiores que 20 m foram excluídos.

Os dados *in situ* foram organizados de acordo com a resolução espacial da grade correspondente às imagens utilizadas dos três sensores estudados nesta pesquisa (*i.e.*, 3m para imagem PlanetScope, 20m para imagem Sentinel-2 e 30m para Landsat 8 OLI).

Figura 3. Localização dos sítios de levantamento dos dados batimétricos. O Parque Marinho da Barra simbolizado com os pontos amarelos e o Parque Marinho da Cidade Baixa em verde.



3.3. Dados de imagens de satélite

Os satélites utilizados são o *Landsat-8 Operational Land Imager* (L8), *Copernicus Sentinel-2* (S2) e *PlanetScope* (PS), com imagens disponíveis gratuitamente, que apresentam de média à alta resolução espacial (Tabela 2). Todas as imagens foram escolhidas com base em critérios visuais, como baixa cobertura de nuvem, *sun glint* e turbidez.

Tabela 2. Detalhes das imagens utilizadas no estudo.

Sensor do Satélite	L8	PS	S2
Imagem	LC09_L2SP_215069_2020415_20230421_02_T1	20240318-20241210T2 13037Z-001	S2B_MSIL2A_20230420 T125309_N0509_R052_ T24LWL_20230420T15 0135.SAFE
Projeção do Mapa	UTM	UTM	UTM
Datum	WGS84	WGS84	WGS84
Azimute Solar	52,78	67,3	45,34
Elevação Solar	53,32	60,5	55,49
Data	15/04/2022	18/03/2024	20/04/2023
Horário	12:36:41	12:53:22	12:53:09
Resolução (m/px)	30	3	20

O satélite *Landsat-8* entrou em ação em maio de 2013 com dois sensores, o *Operational Land Imager* (OLI) e o *Thermal Infrared Sensor* (TIRS) e as imagens capturadas são fornecidas pela base de dados da *United States Geological Survey* (USGS) (<https://earthexplorer.usgs.gov/>). Esses dois sensores fornecem cobertura sazonal da massa terrestre global em uma resolução espacial de 30 metros (visível, infravermelho próximo, infravermelho médio); 100 metros (térmico); e 15 metros (pancromático). Apresenta área imageada fixa de 170 x 183 km (31.110 km²), resolução temporal de 16 dias e resolução radiométrica de 16 bits e 11 bandas multiespectrais (IHLEN e ZANTER, 2019). Entretanto, a aquisição de imagens Landsat com boa qualidade tem sido um grande problema devido às nuvens frequentes e à vegetação densa.

Outro satélite utilizado foi o da missão *Copernicus Sentinel-2*, que é baseada em uma constelação de dois satélites idênticos na mesma órbita. Cada satélite carrega um gerador de imagens multiespectrais de alta resolução e ampla faixa com 13 bandas espectrais, resolução espacial de 10, 20 ou 30 metros, área imageada

fixa de 290 km² e resolução temporal de 5 dias (PHIRI, 2020). As imagens estão disponíveis do site da *Copernicus Data Space Scosystem Browser* (<https://browser.dataspace.copernicus.eu/>).

Já a imagem do satélite PlanetScope, disponível para fins acadêmicos de forma gratuita no site da Planet (<https://www.planet.com/explorer/>), apresenta 8 bandas (azul costeiro, azul, verde I, verde, amarelo, vermelho, borda vermelho e infravermelho próximo) com resolução espacial de 3 metros e resolução temporal quase diária (PLANET, 2023) e radiação radiométrica 12 bits. A área imageada é definida pelo usuário (limitada a 5.000 km² de imagens por mês para uso acadêmico) e a deste estudo foi de 32,5 x 19,6 km (637 km²).

3.4. Pré-processamento

As técnicas de pré-processamento são, essencialmente, funções operacionais para remover ou corrigir os erros e as distorções introduzidos nas imagens pelos sistemas sensores devidos a erros instrumentais (ruídos espúrios), às interferências da atmosfera (erros radiométricos) e à geometria de imageamento (distorções geométricas). O processamento foi realizado no *software ArcGIS* (ESRI, 2011).

3.5. Mascaramento da terra

Primeiramente, foi realizado um corte da Baía de Todos os Santos que abrangesse a área estudada e os pontos de coleta *in situ* de batimetria.

Após o corte, foi feita a remoção de áreas indesejadas da imagem (continente, barco, jet ski, nuvem, etc), deixando apenas o corpo de água. E como último ajuste, foi realizado um recorte da imagem de acordo com as isolinhas de 20 m de profundidade, áreas que não seriam analisadas.

3.6. Correção atmosférica

Nenhuma das imagens analisadas precisou de correção atmosférica. No caso da Landsat-8, comparou-se a imagem do nível 1 (L1), tratada manualmente, com a imagem do nível 2 (L2), que possui correção automática. Observou-se que a do L2 respondeu melhor quando adicionadas todas as bandas. Assim, para o presente trabalho, a imagem de satélite Landsat-8 utilizada foi do L2. Da mesma

forma, as imagens do PlanetScope e Sentinel-2 não demandaram de correção atmosférica.

3.7. Correção da reflexão especular da luz solar direta (*Sun Glint*)

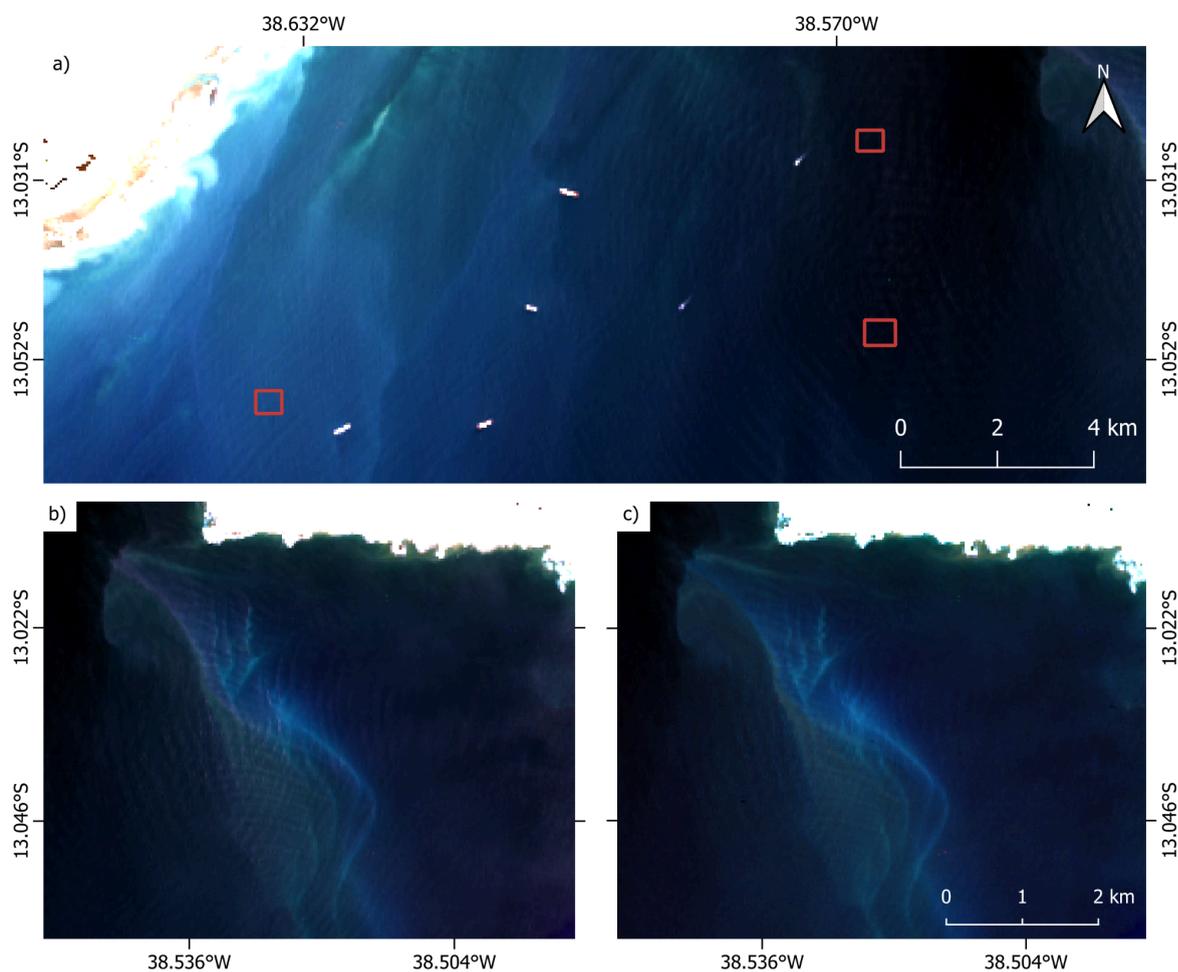
Essa etapa é realizada para minimizar os efeitos da reflexão da luz na superfície do mar, e foi aplicada exclusivamente na imagem L8 (Figura 4). Como a imagem do PlanetScope e Sentinel-2 foram menos afetadas pelo brilho solar, não foi necessária nenhuma correção.

O método utilizado é o de Hedley *et al.* (2005). Todos os *pixels* selecionados são incluídos em uma regressão linear de brilho NIR contra o brilho da banda visível, no qual cada faixa visível separadamente (azul costeiro, azul, verde e vermelho) foram então empilhados para produzir cada conjunto de dados sem brilho.

$$R'_i = R_i - b_i (R_{NIR} - Min_{NIR})$$

Onde " R'_i " é o valor de reflectância de *pixel* com o brilho solar; " R_i " é o valor de reflectância da correção atmosférica; " b_i " sendo a inclinação da linha de regressão; " R_{NIR} " ao valor de *pixel* correspondente na banda NIR e " Min_{NIR} " o valor mínimo da banda NIR existente na amostra.

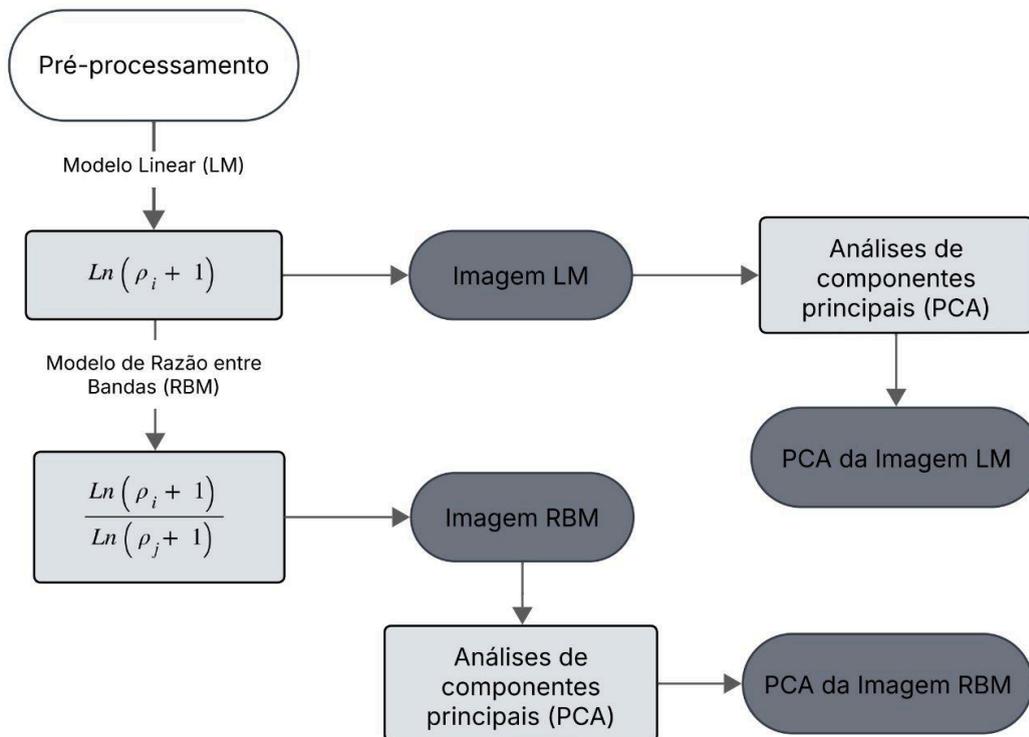
Figura 4. Imagem Landsat-8 durante processo de remoção do brilho do sol. (a) *Pixels* selecionadas para o cálculo de regressão linear destacados em vermelho; (b) Área antes da correção do brilho solar; (c) Área após a correção do brilho solar.



3.8. Derivação da profundidade

Para a derivação da profundidade, foi aplicada a metodologia empregada em da SILVEIRA *et al.* (2020), utilizando dois métodos: modelo linear (LM) (LYZENGA, 1985; LYZENGA, MALINAS e TANIS, 2006) e modelo de razão entre bandas (RBM) (STUMPF, HOLDERIED e SINCLAIR, 2003). A Figura 5 apresenta um fluxograma das etapas e metodologia utilizadas neste estudo.

Figura 5. Esquema ilustrando a entrada (fundo branco), funções (cinza claro) e saídas (cinza) envolvidas no cálculo das bandas utilizadas nos algoritmos de recuperação de profundidade.



Os mesmos procedimentos foram aplicados na L8, PS e S2. Através do ArcMap 10.4 *software* (ESRI, 2011). Para gerar as variáveis do modelo linear, inicialmente foram calculados os logaritmos naturais acrescidos de um [$Ln(\rho_i + 1)$] para cada banda visível. As bandas Ln resultantes foram empilhadas para formar uma imagem *raster* LM. A proporção entre logaritmos naturais de diferentes bandas [$Ln(\rho_i + 1)/Ln(\rho_j + 1)$] foram utilizadas como entrada para produzir a imagem do modelo de razão entre bandas. Posteriormente, análises de componentes principais (PCAs) foram aplicadas em cada uma das imagens, resultando nas saídas PCA-LM e PCA-RMB.

A seguir, usando a caixa de ferramentas de estatísticas espaciais (*Modelling Spatial Relationships Tool*), foi realizada a regressão explanatória, método que utiliza uma variável dependente e uma ou mais variáveis explanatórias, para verificar quais banda melhor correlaciona com os dados *in situ* dos valores de profundidade e determinar quais bandas são as melhores preditores de profundidade. Esses preditores foram testados como possíveis variáveis explicativas em um modelo de

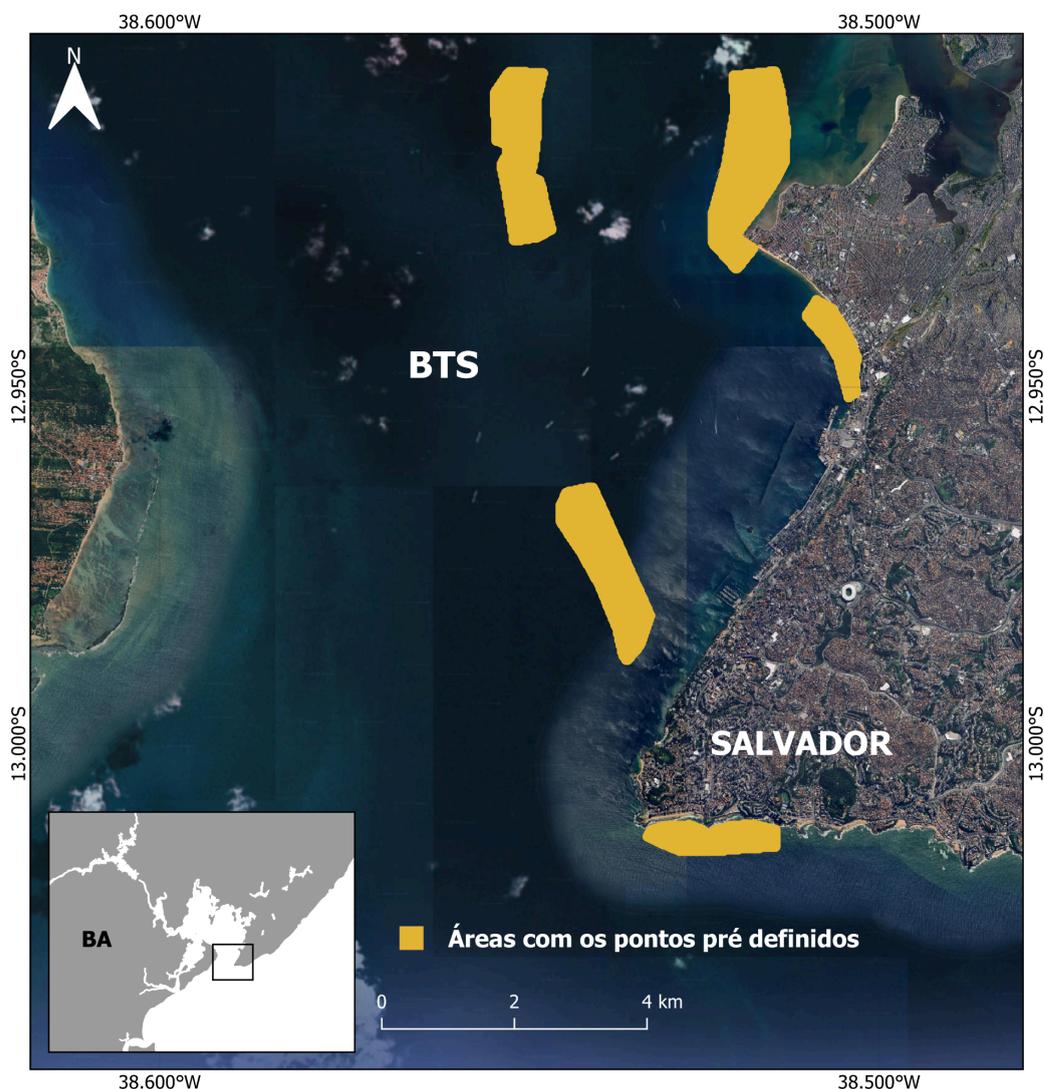
previsão usando regressões de Regressão Linear Múltipla (OLS). Todos usam o coeficiente de determinação (R^2) > 0,5 e o valor significância (p) < 0,05 para validar o modelo.

Regiões específicas da Baía de Todos os Santos (BTS) foram selecionadas para modelagem da profundidade em áreas rasas, utilizando a abordagem de Regressão Geograficamente Ponderada (GWR - *Geographically Weighted Regression*) (Figura 6). Os pontos destinados à predição (*predict_data*) foram escolhidos preferencialmente em regiões rasas, situadas dentro da curva batimétrica de 20 metros, conforme a carta náutica da BTS (1110). A implementação da GWR foi realizada no MATLAB, com suporte da *GWR Toolbox* (NLIU, 2025).

A modelagem considerou um total de 1.132 pontos de treinamento (*train_data*) derivados diretamente da batimetria *in situ* do Parque Marinho da Cidade Baixa (Figura 3, em verde), com resolução de 20 m/pixel. Inicialmente, foi ajustado um modelo de OLS para a imagem Sentinel-2 ($R^2 = 0,79$, indicando boa capacidade preditiva global). As variáveis independentes foram as bandas 1 a 4 da imagem LM Sentinel-2, enquanto a variável dependente correspondeu à profundidade observada.

A GWR foi então aplicada utilizando um *kernel bisquare* adaptativo, com seleção da largura de banda por validação cruzada (CV) e métrica de distância euclidiana, permitindo capturar variações espaciais nos coeficientes da regressão. O modelo treinado foi posteriormente empregado para prever profundidades em 14.726 pontos desconhecidos (*predict_data*), possibilitando uma estimativa espacialmente refinada da batimetria em áreas rasas da BTS.

Figura 6. Áreas dos pontos pré definidos (*predict_data*) para aplicação da GWR.



3.9. Mapeamento de prováveis áreas recifais

O mapeamento dos recifes de coral foi realizado exclusivamente com a imagem da PlanetScope, que possui uma resolução espacial maior em comparação com as demais imagens, possibilitando maior detalhamento das feições.

Segundo o *U.S. Coral Reef Task Force* (1999), a primeira etapa do mapeamento deve envolver a compreensão da extensão e localização dos recursos a serem protegidos. Para isso, foi conduzida uma pesquisa bibliográfica para identificar os levantamentos mais recentes dos recifes de coral da região interna e externa da BTS. Os estudos encontrados foram: i) O Atlas dos Recifes de Corais em Unidades de Conservação Brasileiras (MMA, 2003), ii) a dissertação de Cruz (2008),

a dissertação de Oliveira (2017), iv) o artigo de Lessa e Dias (2009), e, v) registro no site do Mapbiomas (2024).

Com base nessas referências, foi elaborado um mapa base por meio do georreferenciamento dos mapas encontrados na literatura. A partir dos resultados, foi realizada interpretação visual e edição vetorial manual das feições recifais, visando aprimorar a gestão de áreas marinhas e identificar novas áreas a serem protegidas.

4. RESULTADOS

4.1. Batimetria *in situ*

De primeira, os dados utilizados para calibrar o modelo foram extraídos da carta náutica 1110 da BTS, que contém informações batimétricas parcialmente desatualizadas desde 1970. Todavia, a regressão exploratória pelo método de mínimos quadrados resultou em um coeficiente de determinação abaixo de 0,5, mesmo após tentativas com pontos até 20 m, 15 m e 10 m.

Então, diante desse resultado, optou-se pelo uso dos dados *in situ* coletados durante campanhas de 2024 dos Laboratórios RECOR e LOOP no âmbito do Projeto Coral Sol, etapa de Monitoramento (PETROBRAS/UFBA/FAPEX N° 5850.0107361.18.9).

Os pontos obtidos *in situ* foram reamostrados para que se encaixassem nas grades de distribuição dos pixels das imagens, ou seja, um ponto a cada 30 (L8), 20 (S2) e 3 metros (PS). Para a grade da imagem Landsat-8, a batimetria no PMB variou de 3,01 a 20 metros de profundidade, enquanto para PMCB os valores oscilaram entre 0,09 a 14,46 metros. Na imagem Sentinel-2, as profundidades registradas no PMB ficaram entre 2,52 a 20 metros, e no PMCB variaram de 0,47 a 15,88 metros. Já na imagem PlanetScope, o PMB apresentou profundidades entre 2,21 a 20 metros, e o ponto PMCB os valores ficaram entre 0,14 a 18,15 metros.

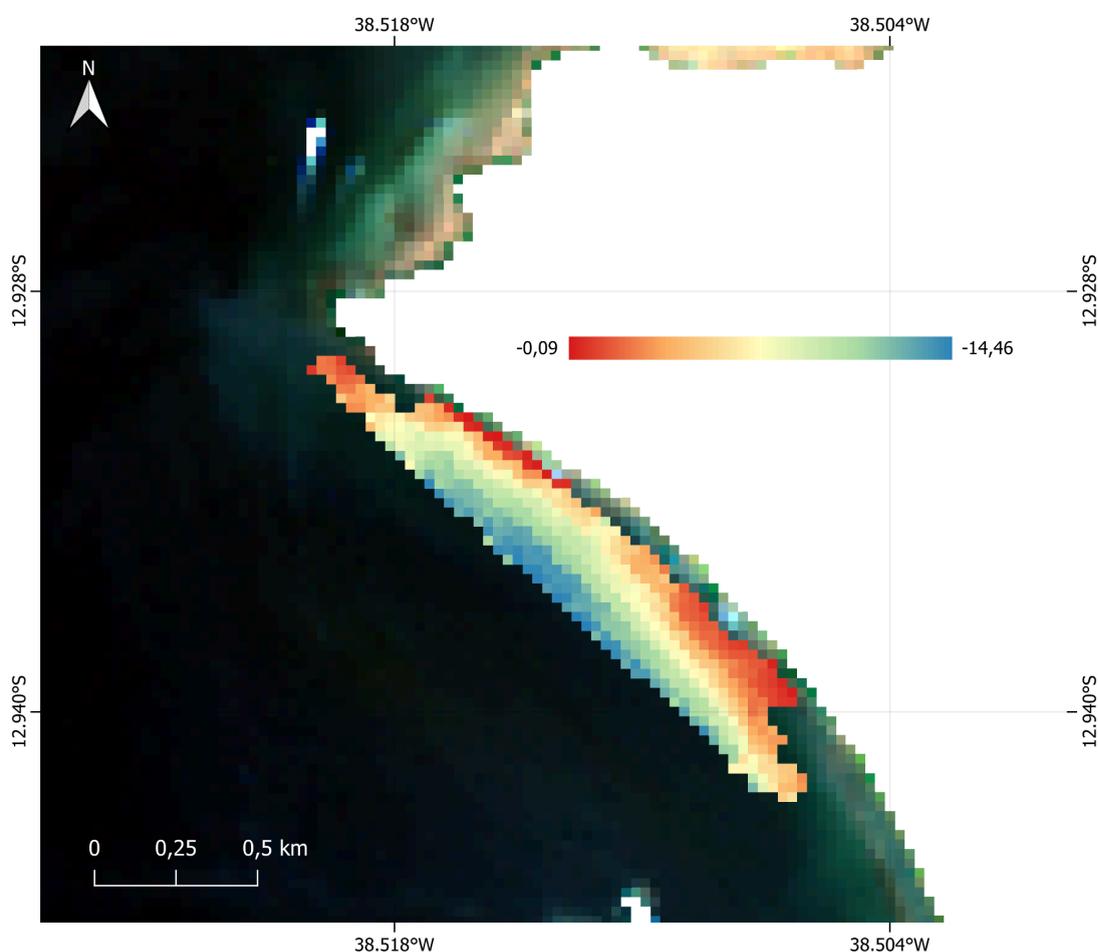
4.2. Batimetria derivada de satélite

A análise utilizando os dados *in situ* do sítio Parque Marinho da Cidade Baixa mostrou resultados semelhantes entre si após aplicar a regressão exploratória pelo método OLS na imagem Landsat-8. Os coeficientes de determinação para os modelos LM e RBM foram de 0,77 e 0,79 (Figura 7, modelo RBM), respectivamente, enquanto a análise de componentes principais resultou em $R^2 = 0,77$ para ambos modelos. Para a imagem Sentinel-2, o coeficiente obtido foi $R^2 = 0,79$ para o LM, $R^2 = 0,60$ para o PCA LM e $R^2 = 0,62$ para ambos modelos RBM e PCA RBM. Já na imagem PlanetScope, os resultados apresentaram maior variação: no modelo linear, o R^2 foi de 0,66, enquanto no RBM foi 0,41. Com a aplicação do PCA, houve uma redução no coeficiente de determinação, passando para 0,57 no LM e 0,30 no RBM.

Tabela 3. Resultados das Regressão Linear Múltipla (OLS) para a imagem *Landsat-8* (L8), *Sentinel-2* (S2) e *PlanetScope* (PS) do Parque Marinho da Cidade Baixa.

	L8		S2		PS	
Modelo	R ²	Modelo	R ²	Modelo	R ²	Modelo
Linear (LM)	0,77	-CB +G -R	0,79	-B +G -R	0,66	+CB +B -G +R +Y
Razão entre Bandas (RBM)	0,79	-CB/B +CB/G	0,62	-B +G -R	0,41	+CB/G -CB/Y +B/R +R/Y
Análise de componente principal (PCA LM)	0,77	+PCA1 +PCA2 -PCA3	0,60	+PCA1 -PCA2 +PCA3	0,57	-PCA1 +PCA2 +PCA3
Análise de componente principal (PCA RBM)	0,77	+PCA1 -PCA3	0,62	+PCA1 -PCA2 +PCA3	0,30	+PCA1 -PCA2 -PCA3

Figura 7. Regressão exploratória pelo método de Regressão Linear Múltipla (OLS) da imagem *Landsat-8* pelo modelo RBM no Parque Marinho da Cidade Baixa.



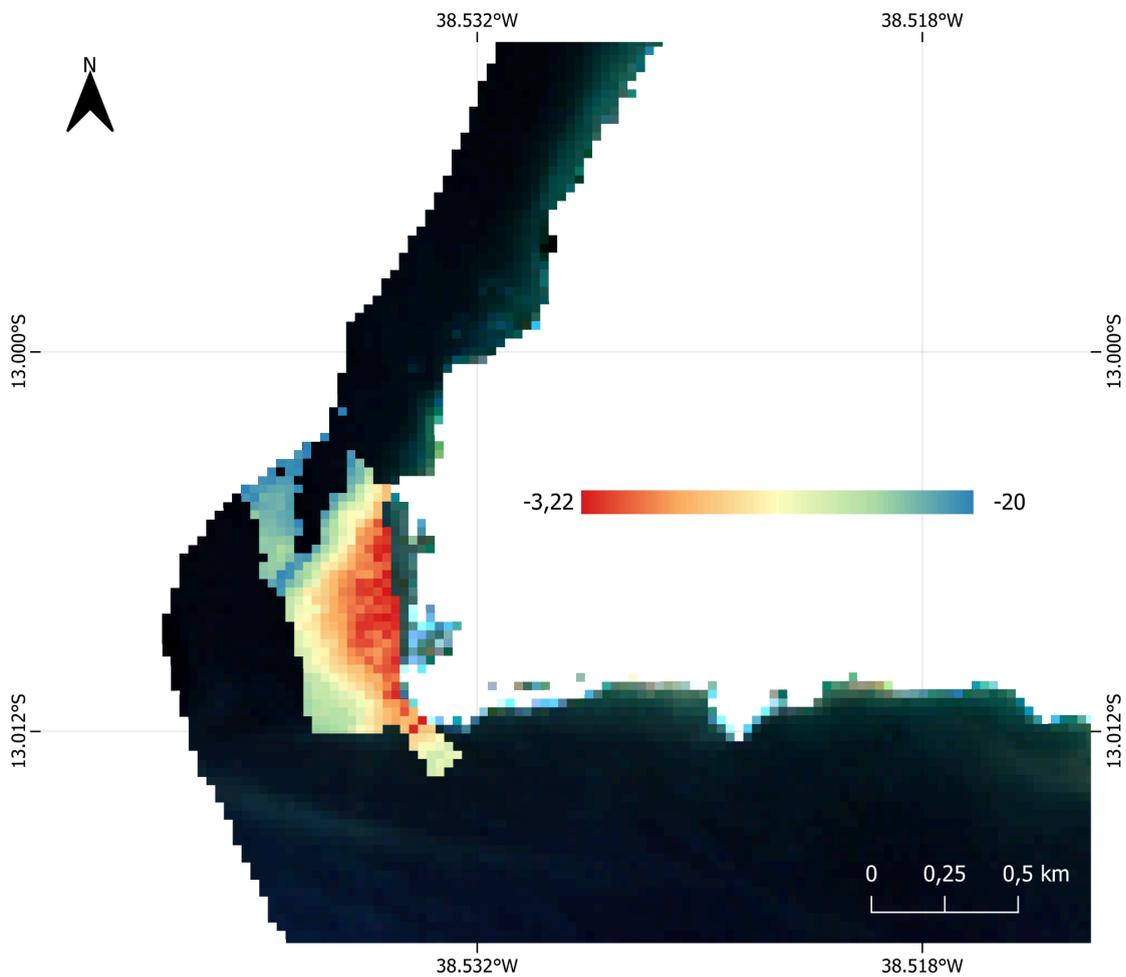
No Parque Marinho da Barra, a OLS apresentou uma menor variação nos resultados do LM entre as imagens analisadas. Para a imagem Landsat-8, o modelo RBM obteve o melhor coeficiente de determinação ($R^2 = 0,65$) (Figura 8), mas apresentou uma leve redução com a aplicação da PCA ($R^2 = 0,63$). Já o modelo LM teve um melhor ajuste após a PCA, com R^2 aumentando de 0,55 para 0,61.

Na imagem PlanetScope, observou-se um padrão semelhante ao do PMCD, com redução do R^2 após a aplicação da PCA. No caso do modelo linear, o coeficiente de determinação foi de 0,57, reduzindo para 0,49 após a aplicação da PCA. Para o modelo razão entre bandas, o R^2 passou de 0,56 para 0,46 quando aplicado o PCA.

Tabela 4. Resultados das Regressão Linear Múltipla (OLS) para a imagem *Landsat-8* (L8), Sentinel-2 (S2) e *PlanetScope* (PS) do Parque Marinho da Barra.

Modelo	L8		S2		PS	
	R^2	Modelo	R^2	Modelo	R^2	Modelo
Linear (LM)	0,55	+G -R	0,58	+B -G +R	0,57	+CB +B -G +R +Y
Razão entre Bandas (RBM)	0,65	+CB/B -B/G +G/R	0,64	+B -G +R	0,56	+B -G -R +Y
Análise de componente principal (PCA) (LM)	0,61	+PCA1 -PCA3	0,58	+PCA1 -PCA3	0,49	-PCA1 -PCA2 +PCA3
Análise de componente principal (PCA) (RBM)	0,63	+PCA1 -PCA2	0,65	+PCA1 +PCA3	0,46	+PCA1 -PCA2 -PCA3

Figura 8. Regressão exploratória pelo método de Regressão Linear Múltipla (OLS) da imagem Landsat-8 pelo modelo RBM no Parque Marinho da Barra.



Um dos modelos com melhor R^2 foi escolhido para gerar SDB até 20m da região sudeste da BTS (modelo: LM da imagem Sentinel-2, $R^2 = 0,79$) (Figuras 9 e 10). É possível notar na imagem áreas ao sul muito mais rasas que as águas no entorno, aparentando ser algum erro de derivação devido a sedimentação excessiva na camada superficial. No entanto, ao comparar os resultados da SDB com a carta náutica, percebe-se a alta correlação dos dados previstos com os observados (Figura 9). A figura 10 mostra um foco em áreas rasas costeiras.

Figura 9. Derivação batimétrica da Regressão Linear Múltipla (OLS) na imagem Sentinel com enfoque na região sudeste da BTS.

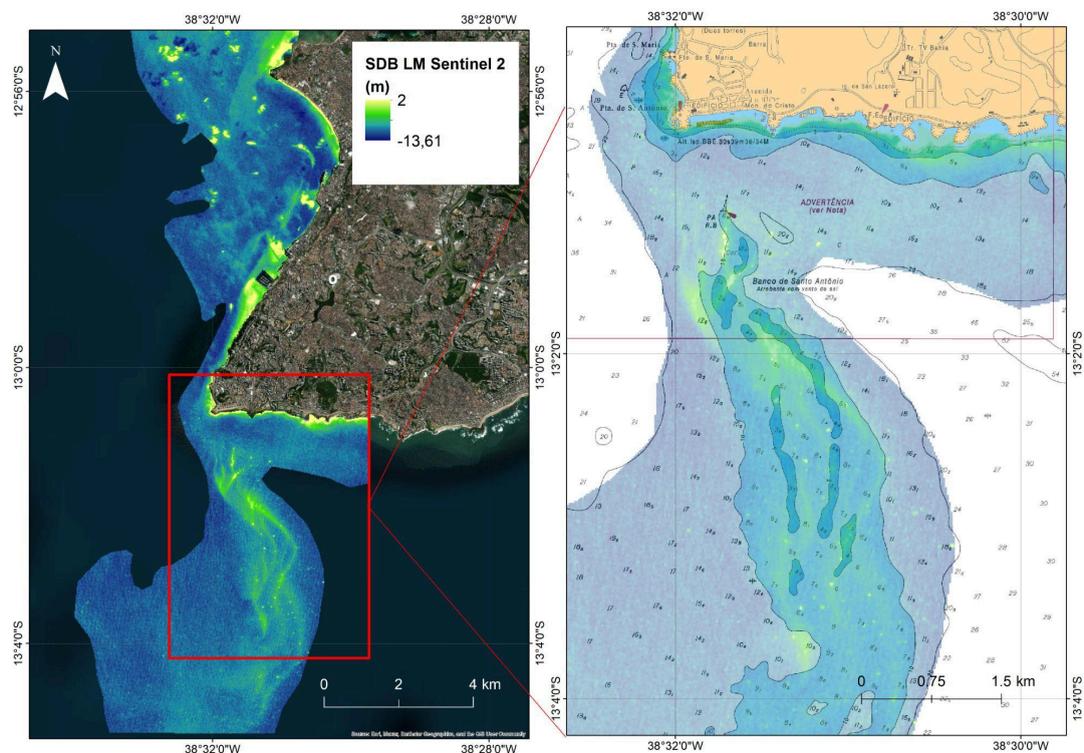
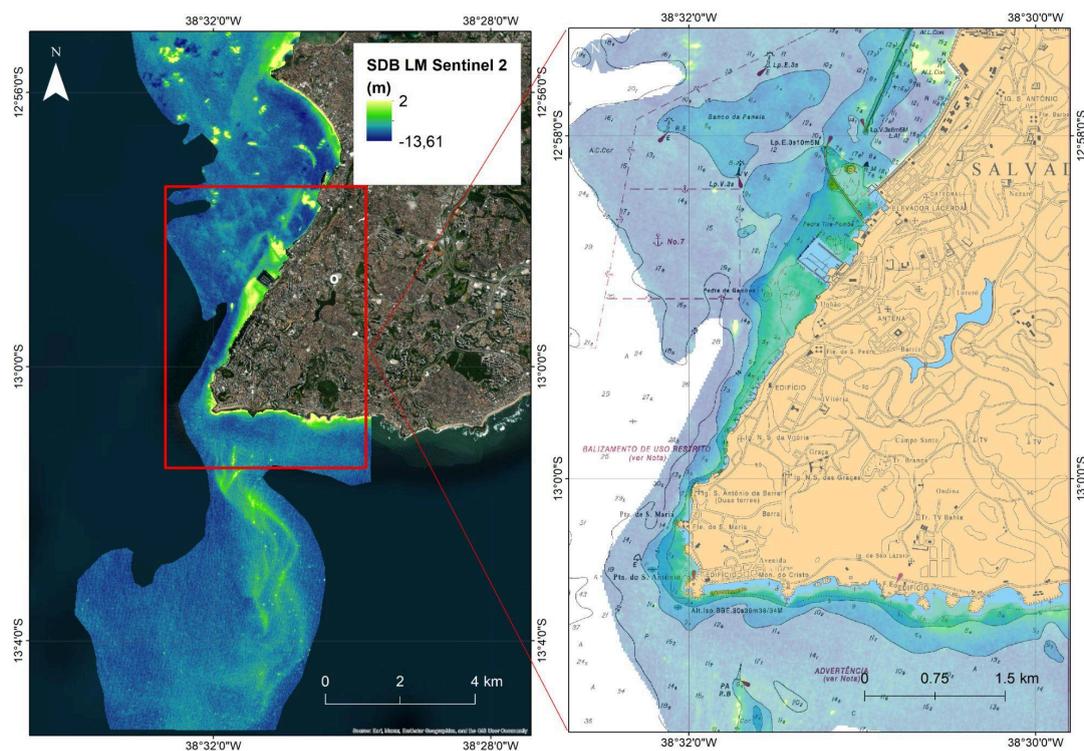


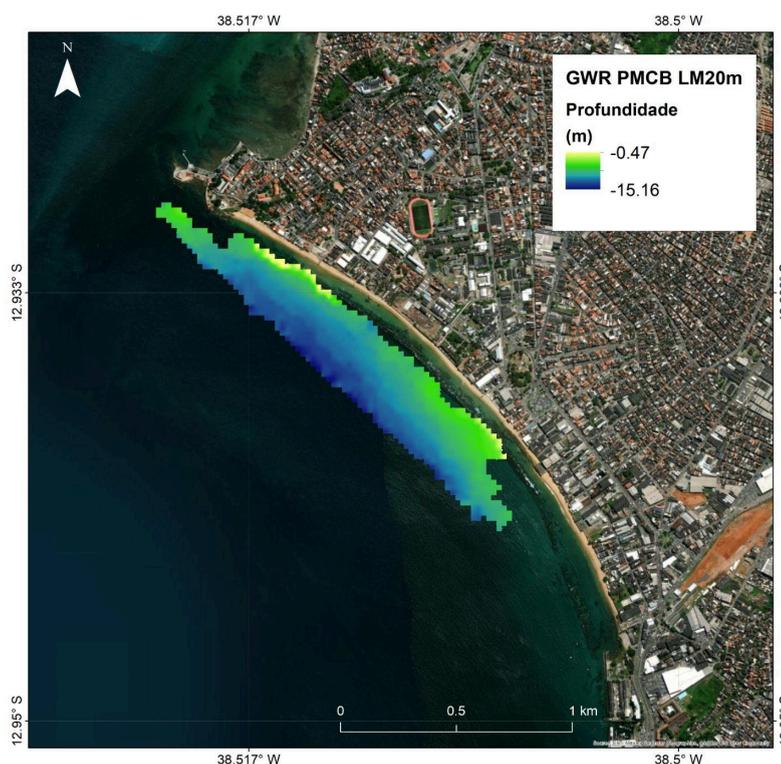
Figura 10. Derivação batimétrica da Regressão Linear Múltipla (OLS) na imagem Sentinel com enfoque na região sudeste da BTS.



Apesar dos resultados considerados satisfatórios para algumas das regressões globais (*i.e.* $R^2 > 0.6$), a aplicação da GWR aumentou significativamente a correlação entre os valores das bandas (variáveis independentes) e a profundidade (variável dependente). Dessa forma, essa metodologia foi escolhida para prever a profundidade em áreas rasas em torno dos pontos utilizados para treinar o modelo (Figura 6). As áreas foram escolhidas de forma que não possuísem muita sedimentação aparente e respeitando o limite dos 20 metros de profundidade, otimizando assim a atuação do SR para derivação da batimetria.

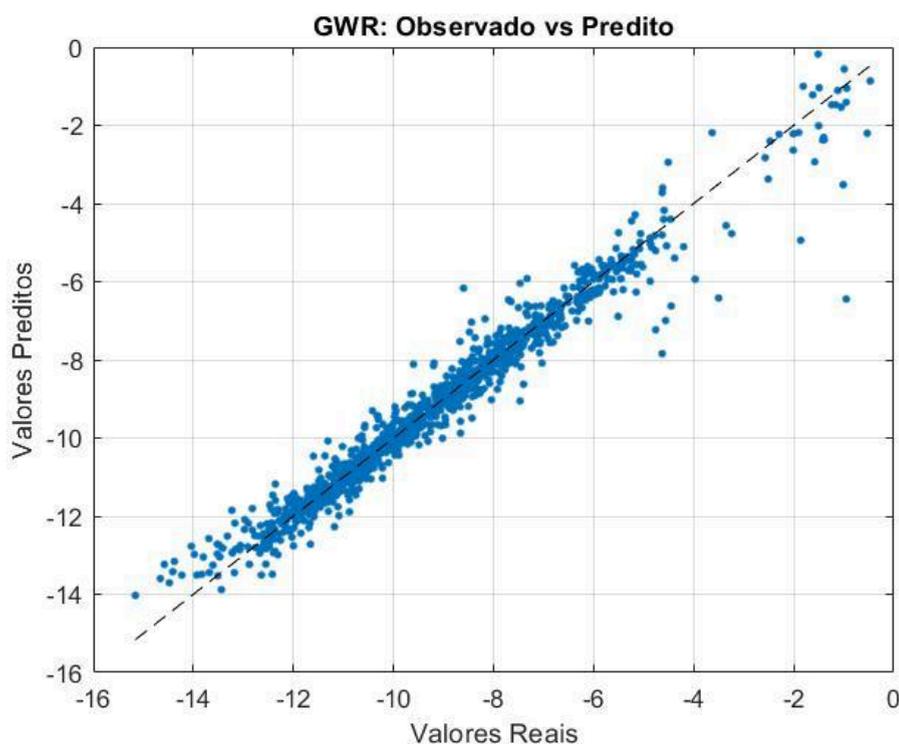
Os resultados obtidos com a GWR demonstraram um desempenho significativamente superior ao modelo de regressão global OLS, evidenciando a importância da consideração da variabilidade espacial dos coeficientes da regressão. O ajuste da GWR resultou em um coeficiente de determinação (R^2) de 0.96 para o conjunto de treinamento, indicando uma excelente capacidade explicativa do modelo em relação à profundidade observada. Além disso, o erro quadrático médio (RMSE) foi de apenas 0,49, reforçando a precisão das estimativas geradas (Figura 11).

Figura 11. Aplicação da regressão geograficamente ponderada (GWR) na imagem Sentinel-2 do modelo LM do Parque Marinho da Cidade Baixa.



O gráfico gerado pelo modelo (Figura 12) mostra a relação entre os valores observados e preditos na GWR. No eixo x, encontram-se os valores reais da variável dependente (profundidade *in situ*) e o eixo y representa os valores estimados pela GWR. No gráfico, observa-se uma forte aderência dos pontos a linha de tendência, sugerindo a alta precisão da GWR no que diz respeito às variações espaciais da profundidade.

Figura 12. Gráfico de relação entre os dados observados e preditos pelo modelo GWR.



A derivação da variável "*depth_predicted*", gerada a partir da aplicação da GWR no MATLAB, apresentou um desempenho robusto na estimativa da profundidade nas áreas em que foi implementada (Figuras 13 e 14). O modelo foi ajustado com 1.132 pontos de treinamento, utilizando como variáveis independentes as bandas 1 a 4 da imagem Sentinel-2, enquanto a variável dependente foi a profundidade medida *in situ*. O modelo apresentou um coeficiente de determinação (R^2) de 0,9599, indicando uma excelente capacidade preditiva, e um erro quadrático médio (RMSE) de 0,4928. A aplicação do modelo permitiu a predição da profundidade em 14.726 pontos desconhecidos, distribuídos em regiões de até 20 metros de profundidade da Baía de Todos os Santos (BTS).

Figura 13. Aplicação da regressão geograficamente ponderada (GWR) da imagem Sentinel-2 do modelo LM com os pontos treinados para prever profundidades (*predict_data*).

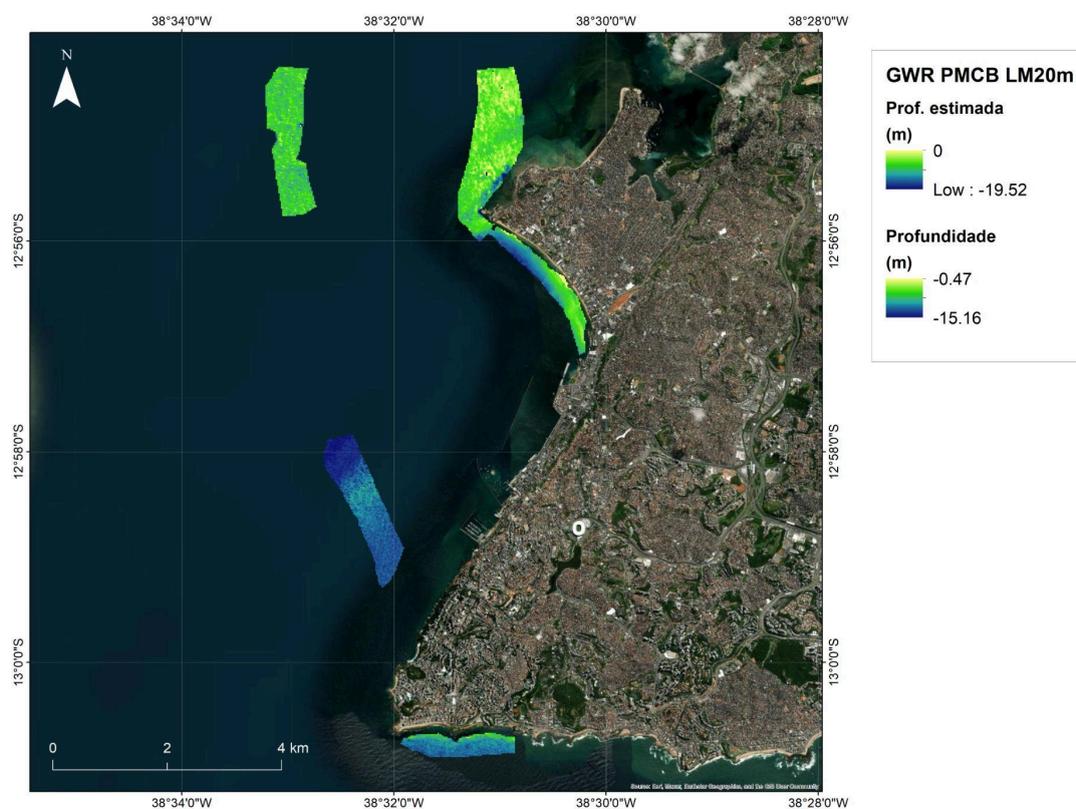


Figura 14. Aproximação na região sul da imagem, correspondente às imediações do Monte do Cristo, mostrando a correlação com a carta náutica da BTS (1110).



4.2. Mapeamento de prováveis áreas recifais

Após o georreferenciamento das imagens obtidas em estudos prévios e no MapBiomas (Figura 15). Com base no mapa georreferenciado do mapeamento dos recifes de corais, foi feita uma compilação dos polígonos identificados (Figura 16), identificou-se uma área de 65,151 km² na BTS, e em seguida realizada uma nova busca de feições recifais. Esse processo resultou na identificação de mais feições na costa oeste da Ilha dos Frades, dentro do canal de Itaparica e na parte noroeste e leste da Baía de Todos os Santos, com uma área total de 60,9 km² de recifes de coral (Figura 16). Além disso, foram adicionados pontos de monitoramento de recifes de corais feitos pelo laboratório RECOR (Figura 17 e 18), podendo validar parte das análises. Através da imagem orbital, foi possível identificar recifes emersos, submersos, e também como outras feições do fundo oceânica (*e.i.* fundo arenoso e canais).

Figura 15. Georreferenciamento do mapeamento de recifes de corais na Baía de Todos os Santos a partir dos estudos de Cruz (2008), Lessa e Dias (2009), Oliveira (2017), Atlas dos Recifes de Corais em Unidades de Conservação Brasileiras (2018) e do site MapBiomias (2024).

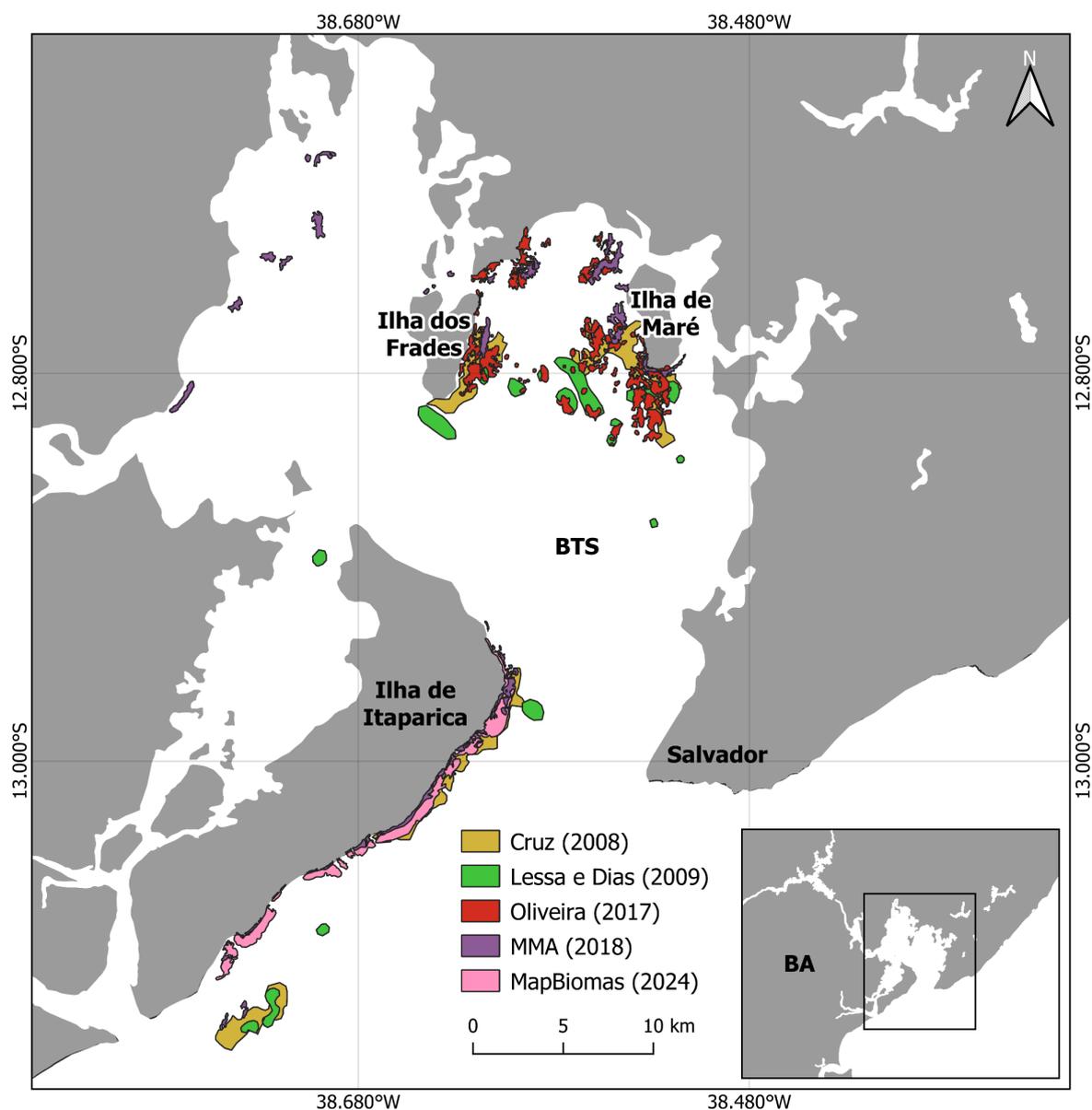


Figura 16. Compilação dos estudos georreferenciados em verde e em vermelho a vetorização realizada pela imagem PlanetScope com a identificação de novas feições recifais.

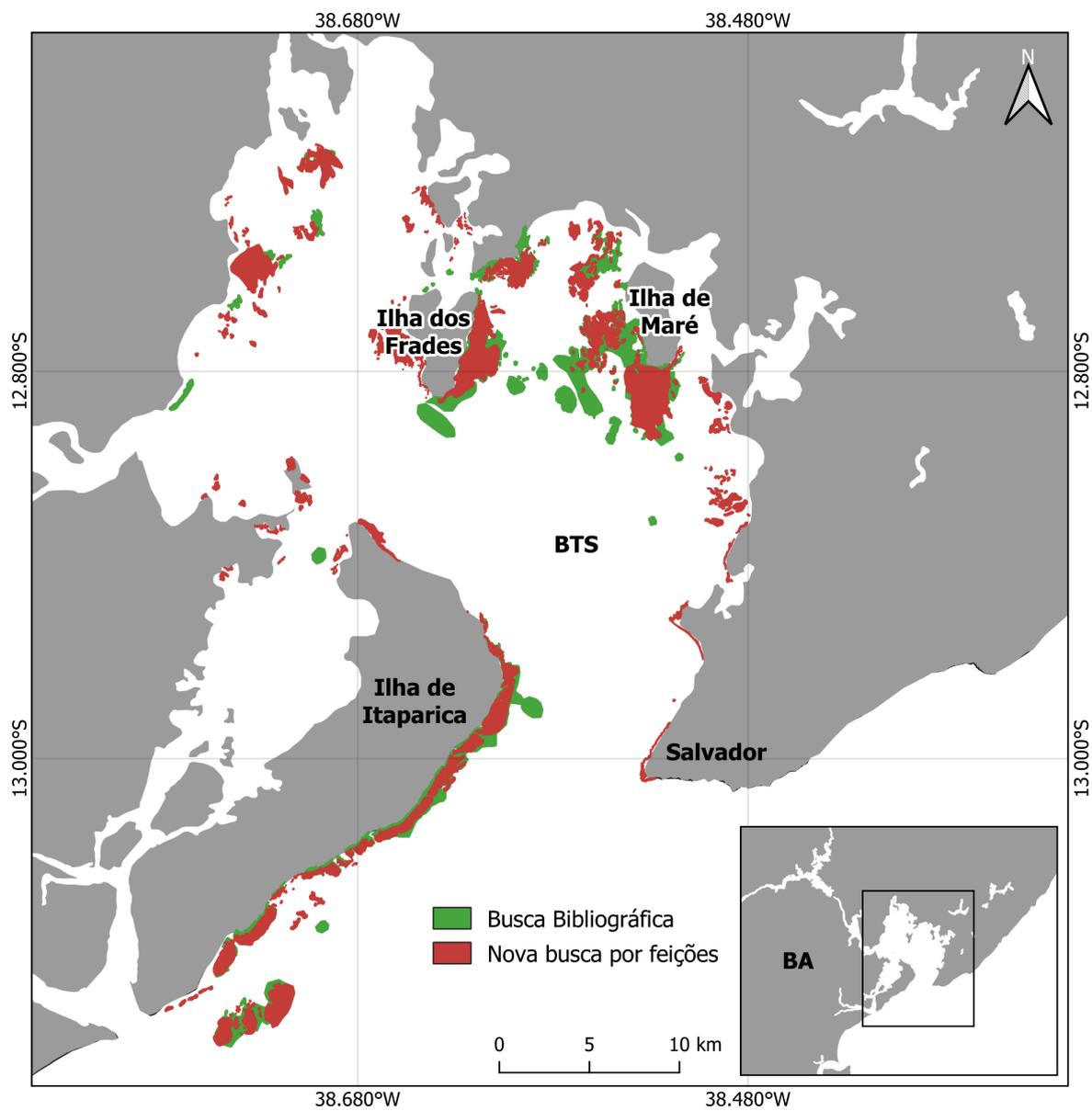


Figura 17. Vetorização de recifes de coral identificados na imagem PlanetScope e pontos de monitoramento de recifes de corais (triângulos em vermelho) na região leste da BTS.

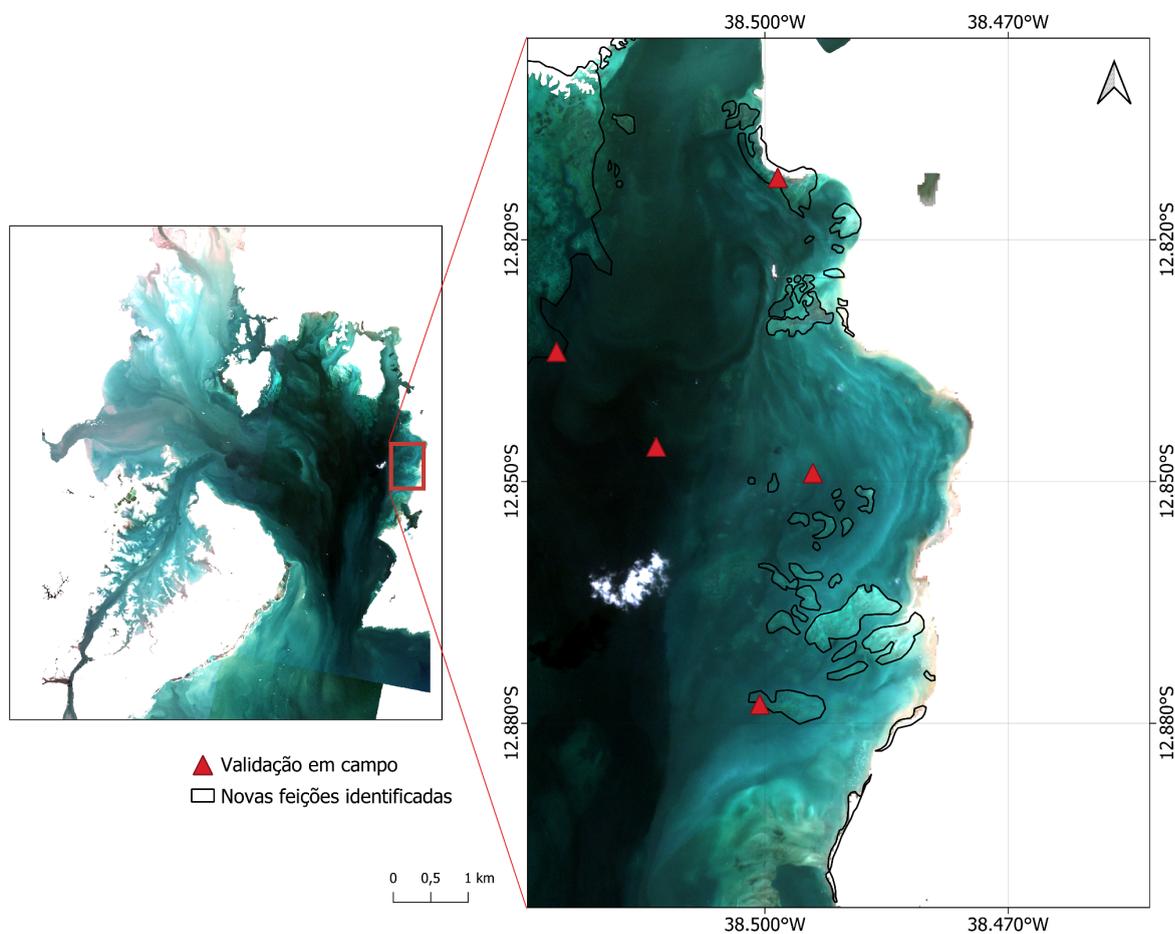
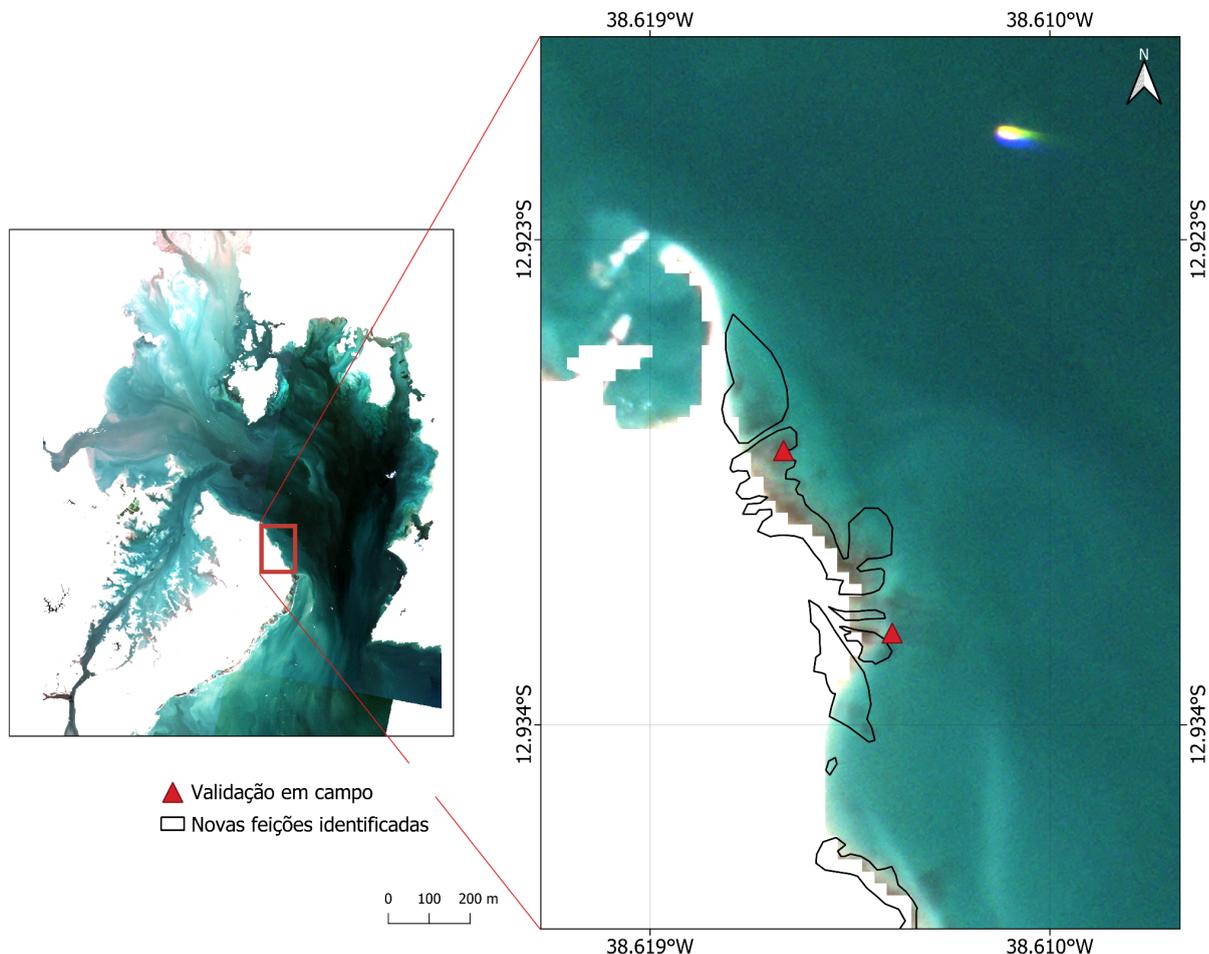


Figura 18. Vetorização de recifes de coral identificados na imagem PlanetScope e pontos de monitoramento de recifes de corais (triângulos em vermelho na região leste da Ilha de Itaparica).



5. DISCUSSÃO

5.1. Batimetria Derivada de Satélite

A Baía de Todos os Santos abriga uma rica diversidade de ecossistemas (e.g. manguezais, recifes de coral, apicuns), ambientes que reduzem as ações das ondas e no controle de revolvimento dos sedimentos. Contudo, a zona costeira é caracterizada por sua alta dinâmica, moldada por um conjunto de fatores naturais, como ação das ondas, marés, ventos, e também tamanho de grão de sedimento, declividade da praia, presença de feições geológicas (ELLIFF *et al.*, 2019), e por isso, são nessas áreas que os algoritmos de recuperação de profundidades registram os piores resultados.

Segundo Lessa *et al.* (2009), na BTS, as maiores intensidades de corrente ocorrem na maré vazante e o fluxo mais vigoroso ocorre ao longo do eixo que conecta o canal de Salvador ao canal de São Roque. Essa dinâmica provoca um maior revolvimento dos sedimentos, o que justificaria a precisão reduzida na derivação de profundidade por imagens de satélite no sítio Parque Marinho da Barra, exemplo observado em estudos anteriores em outras regiões (GREEN *et al.*, 2000; MONTEYS *et al.*, 2015). A turbidez da água é o fator mais importante que afeta a precisão da batimetria sensorialmente detectada, limitando a penetração da luz, e a refletância de partículas suspensas se confunde com a refletância do fundo (GAO, 2009; PACHECO *et al.*, 2015).

Ademais, quando comparada a imagem PlanetScope com as outras imagens, é possível identificar uma maior nível de sedimentos em suspensão. De acordo com Green *et al.* (2000), essas diferenças são vistas devido ao aumento da resolução espacial que possibilita um maior detalhamento da imagem, o que explica a diferença entre o coeficiente de determinação desta com as demais imagens. Adicionalmente, a data de aquisição de todas as imagens são do mês de março e abril, no outono, quando cerca de 40% da precipitação média anual é produzida (>300 mm) (LESSA *et al.*, 2009), o que pode ter impactado os resultados.

O LM e o RBM são amplamente usados para derivar batimetria de imagens de satélite (e.g., GAO, 2009; CASAL *et al.*, 2020). Assim como em Stumpf *et al.* (2003), em geral o modelo RBM apresentou um desempenho superior ao LM. Apesar disso, o modelo linear também apresentou resultados considerados razoavelmente bons (L8-LM = 0,77; S2-LM = 0,79 e PS-LM = 0,66 no Parque Marinho da Cidade Baixa). Entretanto, no conjunto de dados de alta resolução, o RBM da PMCB não pôde ser aplicado para derivação batimétrica devido ao seu R^2 baixo. Além disso, quando analisamos as regressões, os resultados sugerem que, embora a PCA possa melhorar o desempenho de alguns modelos (DA SILVEIRA *et al.*, 2020), sua aplicação pode reduzir a variância explicada.

Os resultados obtidos nesta pesquisa indicam a possibilidade do uso de SDB derivada por regressões globais (e.g. OLS) na BTS, caso o R^2 entre 0,7 e 0,8 seja aceitável para o objetivo do estudo. Neste caso, esses modelos podem ser melhorados, em geral com uma maior disponibilidade de dados *in situ* confiáveis, e dados mais espacialmente distribuídos por toda a região. Modelos considerados de simples aplicação como o LM e RBM obtiveram coeficientes de determinação de

quase 0,8, valores já utilizados para a derivação da SDB em outros estudos (KRUG e NOERNBERG, 2007; PE'ERI, 2014). Em Thomas et al. (2021), por exemplo, os melhores valores de R^2 tiveram um intervalo de 0,72 a 0,89, e os autores frisaram a importância dos modelos de SDB obtidos para diversos fins. De fato, modelos de SDB com parâmetros resultantes similares têm sido usados inclusive para o monitoramento de mudanças na topografia costeira e para o mapeamento batimétrico e bentônico em áreas onde a aquisição de dados é limitada ou inviável, seja por motivos ambientais ou econômicos (CASAL *et al.*, 2020; THOMAS *et al.*, 2021; PURKIS *et al.*, 2019)

Assim como em DA SILVEIRA *et al.* (2020), quando aplicados o GWR, há uma melhora significativa dos resultados (*i.e.* para o modelo LM com $R^2 = 0,77$ melhorando a previsão para $R^2 = 0,95$), sendo considerado o melhor método de batimetria de média resolução (*i.e.* Landsat 8 e Sentinel-2). Estudos anteriores já confirmaram o uso potencial da GWR para compensar os erros na SDB derivada de apenas um modelo global para áreas com fundo heterogêneo (*e.g.* MONTEYS *et al.*, 2015; VINAYARAJ *et al.*, 2016). Regiões como a BTS, com substrato heterogêneo como recifes de corais, algas, prados de fanerógamas, regiões lamosas, cascalhosas, etc., são, sabidamente, mais difíceis de mapear batimetricamente, justamente devido a interação de diferentes cores de pixels que não representam variação de profundidade. A GWR é capaz, até certo ponto, de reduzir a influência da heterogeneidade do fundo, adaptando seus parâmetros a variações geográficas, identificando os melhores parâmetros para cada área. Os resultados deste estudo demonstram a possibilidade de aplicação da GWR para obter valores mais precisos de profundidade, mesmo em locais que podem “confundir” a imagem de satélite. É provável também que, com mais pontos de treinamento, a GWR seja uma ferramenta que poderá ser implementada para a derivação da profundidade de toda a área rasa da BTS, principalmente ao se considerar que o modelo atua de forma a eliminar os erros inerentes de apenas uma regressão global aplicada em toda a região, como é o caso da OLS.

Portanto, quando analisados os resultados, é possível identificar as diferenças no uso de múltiplos sensores de satélite, mesmo quando aplicados à mesma área de estudo, calibrados com os mesmos dados e seguindo os mesmos protocolos de correções.

5.2 Mapeamento de recifes de corais

O mapeamento de corais pode ser realizado com alta precisão a partir de imagens subaquáticas (SHIHAVUDDIN *et al.*, 2013; CHENNU *et al.*, 2017). No entanto, segundo Nguyen *et al.* (2021), uma grande desvantagem desse método das é a dificuldade de aquisição de imagens em resolução satisfatória, especialmente em locais remotos. Isso inviabiliza a criação de um mapa global baseado exclusivamente nesse tipo de dado. Como alternativa, o uso de imagens de satélite tem se mostrado uma abordagem viável.

As imagens de satélite georreferenciadas possibilitam o mapeamento de comunidades bentônicas ao rotular polígonos e vincular essas informações a dados de campo (PHINN, ROELFSEMA e MUMBY, 2012). Esse processo pode ser aprimorado por meio de subamostragem de polígonos de alta confiança em mapas preexistentes ou de delimitação realizadas por especialistas (DE BARROS JUNIOR, 2009, STEHMAN e FOODY, 2019; MURRAY *et al.*, 2019). Entretanto, observa-se que diferentes estudos apresentam delimitações distintas, como evidenciado na BTS (*e.g.* CRUZ, 2008; LESSA e DIAS, 2009; OLIVEIRA, 2017). Essa variação pode estar relacionada a fatores como: a qualidade da imagem utilizada no mapeamento (DALPONTE *et al.*, 2012), erros sistemáticos na delimitação dos polígonos (MENANDRO *et al.*, 2020; ZAKI *et al.*, 2022) e o uso de imagens antigas que não representam as feições atuais (KOLLERT *et al.*, 2021).

Além disso, a identificação de certos recifes de corais com topografia complexa pode ser limitada pelo uso exclusivo de imagens de satélite. A integração com outros dados, como transectos fotográficos, vídeos de câmeras subaquáticas, batimetria, medições de salinidade ou temperatura, pode aumentar significativamente a precisão do mapeamento (MUMBY *et al.*, 1997; ROHMANN e MONACO, 2005; WALKER, RIEGL e DODGE, 2008; LI *et al.*, 2019).

Há um consenso significativo sobre a relevância do sensoriamento remoto para o monitoramento de ecossistemas recifais, sendo reconhecida como uma ferramenta indispensável e de ótimo custo-benefício (PURKIS, 2018; MACARRINGUE ET AL, 2022). Nesse contexto, a iniciativa do *Center for Global Discovery and Conservation Science* da Universidade Estadual do Arizona, em colaboração com a Planet, *Vulcan Inc.*, a Universidade de Queensland e a *National Geographic Society*, resultou na criação do Allen Coral Atlas, projeto que alcançou

um marco importante ao concluir o primeiro mapeamento de todos os recifes de corais tropicais e rasos do mundo (PLANET, 2021). Esse cenário global evidencia a relevância de iniciativas que utilizam o SR para compreender e monitorar ecossistemas sensíveis, como os habitats bentônicos. O esforço foi, no entanto, insuficiente para o mapeamento dos recifes da área de estudo, tendo sido feito de forma errônea, mostrando que o local possui apenas cobertura de algas em toda sua extensão costeira e marinha (<https://allencoralatlas.org/atlas>).

Outro aspecto relevante para o estudo dos recifes é a influência das ações antrópicas. Segundo Cruz (2008), os recifes de coral na Baía de Todos os Santos encontram-se degradados devido à poluição industrial, à exploração destrutiva e ao crescimento populacional de Salvador. No entanto, alguns organismos apresentam maior resistência a essas condições (e.g., *Mussismilia braziliensis*, *Millepora nitida* e *P. branneri*), o que possibilita estratégias de manejo e conservação. Como a região é uma Área de Proteção Ambiental, a implementação de ações voltadas à preservação e recuperação é essencial, reforçando a importância do mapeamento contínuo desse ecossistema.

Dessa forma, ao mapear novas feições e identificar a sobreposição com pontos já delimitados em estudos anteriores, é possível demonstrar a eficácia do método e indicar potenciais novas áreas recifais ainda não mapeadas, e com isso, contribuir para esse esforço mundial do mapeamento de recifes de corais. No entanto, a verificação *in situ* permanece necessária, uma vez que a probabilidade da presença de recifes de corais nas áreas delimitadas é alta.

6. CONCLUSÃO

O uso do sensoriamento remoto para análise batimétrica e mapeamento de recifes de coral na Baía de Todos os Santos demonstrou ser uma ferramenta eficaz e complementar às metodologias tradicionais. A turbidez foi o principal fator que influenciou a precisão dos modelos de recuperação de batimetria, principalmente ao comparar os resultados dos diferentes sensores de satélite, com maior impacto na imagem da PlanetScope. Ambos modelos (*i.e.* LM e RBM, $R^2 = 0,79$) obtiveram resultados satisfatórios, no entanto, o GWR apresentou melhor desempenho em águas rasas ($R^2 = 0,95$). Sendo assim, o melhor preditor de profundidade pelo método SDB.

No mapeamento recifal, o uso da imagem PlanetScope (3 m/px) com alta resolução espacial possibilitou a identificação de novas áreas recifais potenciais na BTS, que necessitam de verificação em campo. A sobreposição dos dados georreferenciados com os dados do novo mapeamento demonstrou a eficácia da abordagem utilizada, reforçando a importância do aprimoramento contínuo do banco de dados e da integração de metodologias para o monitoramento ambiental.

Considerando a relevância ecológica e econômica da Baía de Todos os Santos, se faz interessante a continuidade desses estudos para a conservação da biodiversidade marinha e planejamento de manejo em APAs. A integração de técnicas de sensoriamento remoto com levantamentos *in situ* permite um monitoramento mais acessível, eficiente e de grande escala, contribuindo para o desenvolvimento sustentável da região costeira.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adler-Golden, S. M., Acharya, P. K., Berk, A., Matthew, M. W., Gorodetzky, D. (2005). Remote bathymetry of the littoral zone from AVIRIS, LASH, and QuickBird imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(2), 337-347.

Affonso, J. J. (2023). Batimetria derivada por satélite baseada em abordagem de segmentação geográfica. *Anais Hidrográficos*, 79(1), 155-166.

Alcântara, E., Novo, E., Stech, J., Assireu, A., Nascimento, R., Lorenzetti, J., Souza, A. (2010). Integrating historical topographic maps and SRTM data to derive the bathymetry of a tropical reservoir. *Journal of hydrology*, 389(3-4), 311-316.

ASHPHAQ, M; SRIVASTAVA, P. K.; MITRA, D. (2021) Review of near-shore satellite derived bathymetry: Classification and account of five decades of coastal bathymetry research. *Journal of Ocean Engineering and Science*, v. 6, n. 4, p. 340-359., 2021.

Bachmann, C. M., Ainsworth, T. L., Fusina, R. A. (2005). Exploiting manifold geometry in hyperspectral imagery. *IEEE transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(3), 441-454.

Battista, T. A., Costa, B. M., Anderson, S. M. (2007). Shallow-water benthic habitats of the main eight Hawaiian islands. NOAA Technical Memorandum NOS NCCOS 61.

BAHIA. 2012. Zona costeira no estado da Bahia. Secretaria de Meio Ambiente, Disponível em: <https://www.ba.gov.br/meioambiente/16479/1-zona-costeira-no-estado-da-bahia>, Acesso em: 10 dez. 2024.

Braga, C.Z.F. & Gherardi, D.F.M. 2001. Mapeamento de recifes costeiros utilizando imagens orbitais. Em: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBRS), 10. Foz do Iguaçu. Anais. São José dos Campos: INPE, 2001. *Artigos*, p. 759-767, Sessão Técnica Oral.

BRASIL. Decreto nº 7.595, de 5 de junho de 1999. Cria a Área de Proteção Ambiental - APA da Baía de Todos os Santos e dá outras providências. Disponível online em:

https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Decretos/1999/dec_7595_1999_uc_criaapabaiadetodosantos_ba.pdf. Acesso em: 25 jan. 2025.

Bruckner, A. W. 2002. Priorities for effective management of coral diseases. *US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service*, p. 1–54.

Campbell, J. B., & Wynne, R. H. (2011). *Introduction to remote sensing*. Guilford press.

Casal, G., Harris, P., Monteys, X., Hedley, J., Cahalane, C., & McCarthy, T. (2020). Understanding satellite-derived bathymetry using Sentinel 2 imagery and spatial prediction models. *GIScience & Remote Sensing*, 57(3), 271-286.

CIRANO, M. e LESSA, G. C. (2007). Oceanographic characteristics of Baía de Todos os Santos, Brazil. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 25, p. 363-387.

Chennu, A., Färber, P., De'ath, G., De Beer, D., Fabricius, K. E. (2017). A diver-operated hyperspectral imaging and topographic surveying system for automated mapping of benthic habitats. *Scientific reports*, 7(1), 7122.

Colbo, K., Ross, T., Brown, C., Weber, T. (2014). A review of oceanographic applications of water column data from multibeam echosounders. *Estuarine, coastal and shelf science*, 145, 41-56.

Cruz, I. C. S. (2008) *Recifes de Corais da Baía de Todos os Santos, Caracterização, Avaliação e Identificação de Áreas Prioritárias para Conservação*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Brasil.

Dalponte, M., Ørka, H. O., Gobakken, T., Gianelle, D., Næsset, E. (2012). Tree species classification in boreal forests with hyperspectral data. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 51(5), 2632-2645.

da Silveira, C. B., Strenzel, G. M., Maida, M., Araújo, T. C., Ferreira, B. P. (2020). Multiresolution satellite-derived bathymetry in shallow coral reefs: improving linear algorithms with geographical analysis. *Journal of Coastal Research*, 36(6), 1247-1265.

de Barros Junior, F. C. R., Cruz, I. C. S., Kikuchi, R. K. P., Leão, Z. M. A. N. (2009) Ambiente Bentônico. In: Hatje, V., Dantas, L.M.V., de Andrade, J.B *Baía de Todos os Santos: Aspectos Oceanográficos*. Salvador: EDUFBA, 1, 209-241.

DIRETORIA DE HIDROGRAFIA E NAVEGAÇÃO (Brasil). Carta Náutica nº 1110 – Baía de Todos os Santos. DHN, 2024.

Dutra, L. X. C.; Kikuchi, R. K. P.; Leão, Z. M. A. N. (2006) Todos os Santos Bay Coral Reefs, Eastern Brazil, revisited after 40 Years. *Journal of Coastal Research*, v. 39, p. 633-638.

EdgeTech, 2011. Product Description - EdgeTech 4600. , p.33.

Ellif, C. I., Silva, I. R., Cánovas Losada, V., González Rodríguez, E. M. (2019). Wave attenuation and shoreline protection by a fringing reef system.

ELVENES, S.; DOLAN, M. F. J. ;MORTENSEN, P. B.; BELLEC, V. K. An evaluation of compiled single-beam bathymetry data as a basis for regional sediment and biotope mapping. *ICES Journal of Marine Science of Oxford*. v. 71, p. 867-881, doi: 10.1093, ISSN: 20724292, 2013.

Ernstsen, V.B., Noormets, R., Hebbeln, D. *et al.* Precision of high-resolution multibeam echo sounding coupled with high-accuracy positioning in a shallow water coastal environment. *Geo-Mar Lett* 26, 141–149 (2006). <https://doi.org/10.1007/s00367-006-0025-3>

ESRI, 2011. *ArcGIS Desktop*: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.

Eugenio, F., Marcello, J., Martin, J. (2015). High-resolution maps of bathymetry and benthic habitats in shallow-water environments using multispectral remote sensing imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 53(7), 3539-3549.

Gao, J. (2009). Bathymetric mapping by means of remote sensing: methods, accuracy and limitations. *Progress in Physical Geography*, 33(1), 103-116.

Gerling, C., Ranieri, C., Fernandes, L., Gouveia, M., Rocha, V. 2016. Manual de ecossistemas marinhos e costeiros para educadores. Editora Comunicar, p. 42.

Giordan, D., Notti, D., Villa, A., Zucca, F., Calò, F., Pepe, A., ... Allasia, P. (2018). Low cost, multiscale and multi-sensor application for flooded area mapping. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 18(5), 1493-1516.

Goodman JA, Purkis SJ, Phinn SR, eds. 2013. Coral Reef Remote Sensing: A Guide for Mapping, Monitoring and Management. Berlin: Springer

Green, E. P., Mumby, P. J., Edwards, A. J., Clark, C. D. 2000. Remote Sensing: Handbook for Tropical Coastal Management. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO).

Guenther, G. C., Brooks, M. W., LaRocque, P. E. (2000). New capabilities of the "SHOALS" airborne lidar bathymeter. *Remote Sensing of Environment*, 73(2), 247-255.

Hatje, V., Dantas, L.M.V., de Andrade, J.B. (Eds.). (2018). Baía de Todos os Santos: avanços nos estudos de longo prazo. EDUFBA.

Hedley, J.D.; Harborne, A.R., and Mumby, P.J., 2005. Technical note: Simple and robust removal of sun glint for mapping shallow-water benthos. *International Journal of Remote Sensing*, 26(10), 2107–2112. doi:10.1080/01431160500034086

Hughes Clarke, J. E. (2018). Multibeam echosounders. *Submarine geomorphology*, 25-41.

IHLEN, Vaughn; ZANTER, Karen. Landsat 8 (L8) data users handbook. *US Geological Survey*, p. 54-55, 2019.

IMaRS-USF, IRD (Institut de Recherche pour le Developpement) (2005). Millennium Coral Reef Mapping Project. Validated maps. Cambridge (UK): UNEP World Conservation Monitoring Centre.

Jagalingam, P., Akshaya, B. J., Hegde, A. V. (2015). Bathymetry mapping using Landsat 8 satellite imagery. *Procedia Engineering*, 116, 560-566.

Kasvi, E., Salmela, J., Lotsari, E., Kumpula, T., Lane, S. N. (2019). Comparison of remote sensing based approaches for mapping bathymetry of shallow, clear water rivers. *Geomorphology*, 333, 180-197.

Kendall, M. S., C. R. Kruer, K. R. Buja, J. D. Christensen, M. Finkbeiner, R. Warner, and M. E. Monaco. 2001. Methods used to map the benthic habitats of Puerto Rico and the U.S. Virgin Islands. NOAA NOS NCCOS CCMA Tech. Rpt. 152. National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring

Kollert, A., Bremer, M., Löw, M., Rutzinger, M. (2021). Exploring the potential of land surface phenology and seasonal cloud free composites of one year of Sentinel-2 imagery for tree species mapping in a mountainous region. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 94, 102208.

Krug, L. A., & Noernberg, M. A. (2007). O sensoriamento remoto como ferramenta para determinação de batimetria de baixios na Baía das Laranjeiras, Paranaguá-PR. *Revista Brasileira de Geofísica*, 25, 101-105.

Lessa, G.C., Cirano, M., Genz, F., Tanajura, C.A.S., Silva, R.D. (2009). Oceanografia física. In: *Baía de Todos os Santos: aspectos oceanográficos*. Salvador: EDUFBA, 1, 68-119.

Lessa, G.C., Santos, F.M, Souza Filho, P.W., Corrêa-Gomes, L.C. (2018). Brazilian Estuaries: a geomorphologic and oceanographic perspective. In: *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*. P.C. Lana and A.F. Bernardino (Eds.), 1-37. doi: 10.1007/978-3-319-77779-51

Li, J., Schill, S. R., Knapp, D. E., Asner, G. P. (2019). Object-based mapping of coral reef habitats using planet dove satellites. *Remote Sensing*, 11(12), 1445.

Louchard, E. M., Reid, R. P., Stephens, F. C., Davis, C. O., Leathers, R. A., T. Valerie, D. (2003). Optical remote sensing of benthic habitats and bathymetry in coastal environments at Lee Stocking Island, Bahamas: A comparative spectral classification approach. *Limnology and oceanography*, 48(1part2), 511-521.

LYONS, B.; ROELFSEMA, M.; KENNEDY, C. V.; KOVACS, E. M.; BORREGO-ACEVEDO, R.; MARKEY, K.; MURRAY, J. (2020). Mapping the world's coral reefs using a global multiscale earth observation framework. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, v. 6, n. 4, p. 557-568.

Lyzenga, D.R., 1985. Shallow-water bathymetry using combined lidar and passive multispectral scanner data. *International Journal of Remote Sensing*, 6(1), 115–125. doi:10.1080/01431168508948428

Lyzenga, D.R.; Malinas, N.P., and Tanis, F.J., 2006. Multispectral bathymetry using a simple physically based algorithm. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 44(8), 2251–2259. doi:10.1109/TGRS.2006.872909

Ma, Y., Xu, N., Liu, Z., Yang, B., Yang, F., Wang, X. H., Li, S. (2020). Satellite-derived bathymetry using the ICESat-2 lidar and Sentinel-2 imagery datasets. *Remote Sensing of Environment*, 250, 112047.

Macarringue, L.S., Bolfe, É.L. and Pereira, P.R.M. 2022. Developments in Land Use and Land Cover Classification Techniques in Remote Sensing: A Review. *Journal of Geographic Information System*, v. 14, no. 1, p. 1-28, doi:10.4236/jgis.2022.141001.

Mallet, C., Bretar, F. (2009). Full-waveform topographic lidar: State-of-the-art. *ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing*, 64(1), 1-16.

Menandro, P. S., Bastos, A. C., Boni, G., Ferreira, L. C., Vieira, F. V., Lavagnino, A. C., ... & Diesing, M. (2020). Reef mapping using different seabed automatic classification tools. *Geosciences*, 10(2), 72.

Meneses, P. R., Almeida, T. D. (2012). Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. *Universidade de Brasília, Brasília*.

Miranda, S. L. (2001). A noção de curva de nível no modelo tridimensional. *Boletim de Geografia*, 19(2).

Mobley, C. D., Sundman, L. K., Davis, C. O., Bowles, J. H., Downes, T. V., Leathers, R. A., ... Gleason, A. (2005). Interpretation of hyperspectral remote-sensing imagery by spectrum matching and look-up tables. *Applied Optics*, 44(17), 3576-3592.

Monteys, X.; Harris, P.; Caloca, S., and Cahalane, C., 2015. Spatial Prediction of Coastal Bathymetry Based on Multispectral Satellite Imagery and Multibeam Data. *Remote Sensing*, 7(10), 13782-13806. doi:10.3390/rs71013782.

Mouw, C. B., Greb, S., Aurin, D., DiGiacomo, P. M., Lee, Z., Twardowski, M., ... Craig, S. E. (2015). Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland

waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. *Remote sensing of environment*, 160, 15-30.

Mumby, P. J., Green, E. P., Edwards, A. J., & Clark, C. D. (1997). Coral reef habitat mapping: how much detail can remote sensing provide?. *Marine Biology*, 130, 193-202.

Murray, Nicholas J., Stuart R. Phinn, Michael DeWitt, Renata Ferrari, Renee Johnston, Mitchell B. Lyons, Nicholas Clinton, David Thau, and Richard A. Fuller. "The global distribution and trajectory of tidal flats." *Nature* 565, no. 7738 (2019): 222-225.

NLiu (2025). geographically weighted regression (GWR) (<https://www.mathworks.com/matlabcentral/fileexchange/171579-geographically-weighted-regression-gwr>), MATLAB Central File Exchange. Retrieved March 8, 2025.

Nguyen, T., Liquet, B., Mengersen, K., Sous, D. (2021). Mapping of coral reefs with multispectral satellites: a review of recent papers. *Remote Sensing*, 13(21), 4470.

Pacheco, A.; Horta, J.; Loureiro, C., and Ferreira, O., 2015. Retrieval of nearshore bathymetry from Landsat 8 Images: A tool for coastal monitoring in shallow waters. *Remote Sensing of Environment*, 159, 102–116. doi:10.1016/j.rse.2014.12.004

Pe'eri, S., Parrish, C., Azuike, C., Alexander, L., & Armstrong, A. (2014). Satellite remote sensing as a reconnaissance tool for assessing nautical chart adequacy and completeness. *Marine Geodesy*, 37(3), 293-314.

Philpot, W. D.; (1989) Bathymetric mapping with passive multispectral imagery. *Applied Optics*. Vol. 28 (8), p.1569-1578.

Phinn, S. R., Roelfsema, C. M., Mumby, P. J. (2012). Multi-scale, object-based image analysis for mapping geomorphic and ecological zones on coral reefs. *International Journal of Remote Sensing*, 33(12), 3768-3797.

Phiri, D., Simwanda, M., Salekin, S., Nyirenda, V. R., Murayama, Y., Ranagalage, M. (2020). Sentinel-2 data for land cover/use mapping: A review. *Remote Sensing*, 12(14), 2291.

Planet Understanding PlanetScope Instruments. Disponível em: <https://developers.planet.com/docs/apis/data/sensors/> (Acessado em 17 de dezembro de 2024).

Projeto MapBiomias - Mapeamento Anual de Cobertura e Uso da Terra no Brasil - Coleção 9. Acesso: 14 de fev. de 2025 através do link: https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2024/08/Fact_Colecao-9_21.08-OK.pdf.

Purkis, S. J. (2005). A “Reef-Up” approach to classifying coral habitats from IKONOS imagery. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 43(6), 1375–1390. doi:10.1109/tgrs.2005.845646

Purkis, S. J. (2018). Remote sensing tropical coral reefs: The view from above. *Annual review of marine science*, 10(1), 149-168.

Purkis, S. J., Gleason, A. C., Purkis, C. R., Dempsey, A. C., Renaud, P. G., Faisal, M., et al. (2019). High-resolution habitat and bathymetry maps for 65,000 sq. km of Earth’s remotest coral reefs. *Coral Reefs*, 38(3), 467–488. <https://doi.org/10.1007/s00338-019-01802-y>

Oliveira, R. G. D. (2017). Mapeamento de Habitats Marinhos Epibentônicos da Porção Nordeste da Baía de Todos os Santos–Bahia–Brasil.

Oshan, T. M., Li, Z., Kang, W., Wolf, L. J., & Fotheringham, A. S. (2019). mgwr: A Python implementation of multiscale geographically weighted regression for investigating process spatial heterogeneity and scale. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 8(6), 269.

Roelfsema, C. M., Phinn, S. R. (2010). Integrating field data with high spatial resolution multispectral satellite imagery for calibration and validation of coral reef benthic community maps. *Journal of Applied Remote Sensing*, 4(1), 043527.

Roelfsema, C., Phinn, S., Jupiter, S., Comley, J., Albert, S. (2013). Mapping coral reefs at reef to reef-system scales, 10s–1000s km², using object-based image analysis. *International journal of remote sensing*, 34(18), 6367-6388.

Rowley, T., Ursic, M., Konsoer, K., Langendoen, E., Mutschler, M., Sampey, J., Pocwiardowski, P. (2020). Comparison of terrestrial lidar, SfM, and MBES resolution and accuracy for geomorphic analyses in physical systems that experience subaerial and subaqueous conditions. *Geomorphology*, 355, 107056.

Saylam, K., Hupp, J. R., Averett, A. R., Gutelius, W. F., Gelhar, B. W. (2018). Airborne lidar bathymetry: Assessing quality assurance and quality control methods with Leica Chiroptera examples. *International Journal of Remote Sensing*, 39(8), 2518-2542.

Silva, E., Peliano A., Chaves J. 2019. ODS 14 – Conservação e uso sustentável dos oceanos, dos mares e dos recursos marinhos para o desenvolvimento sustentável. *Cadernos ODS. Disponível em: https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/190711_cadernos_ODS_objetivo_14.pdf* . Acesso em: 8 jan. 2025.

Shihavuddin, A. S. M., Gracias, N., Garcia, R., Gleason, A. C., Gintert, B. (2013). Image-based coral reef classification and thematic mapping. *Remote Sensing*, 5(4), 1809-1841.

Smith, G. B. 1975. The 1971 red tide and its impact on certain reef communities in the mid-eastern Gulf of Mexico, *Environmental Letters*, v. 9, p. 141– 152, doi:10.1080/00139307509435843.

Stammer, D., Ray, R. D., Andersen, O. B., Arbic, B. K., Bosch, W., Carrere, L., ... Yi, Y. (2014). Accuracy assessment of global barotropic ocean tide models. *Reviews of Geophysics*, 52(3), 243-282.

Stehman, S. V., Foody, G. M. (2019). Key issues in rigorous accuracy assessment of land cover products. *Remote Sensing of Environment*, 231, 111199.

Stumpf, R. P., Holderied, K., Sinclair, M. (2003). Determination of water depth with high-resolution satellite imagery over variable bottom types. *Limnology and Oceanography*, 48(1part2), 547-556.

Sutcliffe A., Brito A.C., Sá C., Sousa F., Boutov D., Brotas V. (2016). Observação da Terra: uso de imagens de temperatura da superfície do mar e cor do oceano para a monitorização de águas costeiras e oceânicas. DGRM, Lisboa.

Szafarczyk, A., Toś, C. (2022). The use of green laser in LiDAR bathymetry: State of the art and recent advancements. *Sensors*, 23(1), 292.

Thomas, N., Pertiwi, A. P., Traganos, D., Lagomasino, D., Poursanidis, D., Moreno, S., & Fatoyinbo, L. (2021). Space-borne cloud-native satellite-derived bathymetry (SDB) models using ICESat-2 and Sentinel-2. *Geophysical Research Letters*, 48(6), e2020GL092170.

U.S. Coral Reef Task Force. November 1999. Coral Reef Mapping Implementation Plan (2nd Draft), Mapping and Information Synthesis Working Group, Washington, DC: NOAA and USGS (World Group Co-chairs). 17p.

Vargas, R., Wasserman, J., da Silva, A. L., Tavares, T. L., Américo, C., dos Santos, F. F. D. (2021). Satellite-Derived Bathymetry models from Sentinel-2A and 2B in the coastal clear waters of Arraial do Cabo, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 14(5), 3078-3095.

Vinayaraj, P.; Venkatesh, R., and Masumoto, S., 2016. Satellite-Derived Bathymetry using Adaptive Geographically Weighted Regression Model. *Marine Geodesy*, 39(6), 458-478. doi:10.1080/01490419.2016.1245227.

Xu, J., Zhao, D. (2014). Review of coral reef ecosystem remote sensing. *Acta Ecologica Sinica*, 34(1), 19-25.

Walker, B. K., Riegl, B., & Dodge, R. E. (2008). Mapping coral reef habitats in southeast Florida using a combined technique approach. *Journal of Coastal Research*, 24(5), 1138-1150.

Werdell, P. J., McKinnon, L. I., Boss, E., Ackleson, S. G., Craig, S. E., Gregg, W. W., ... Zhang, X. (2018). An overview of approaches and challenges for retrieving marine inherent optical properties from ocean color remote sensing. *Progress in Oceanography*, 160, 186-212.

Yepez, S., Laraque, A., Martinez, J. M., De Sa, J., Carrera, J. M., Castellanos, B., ... Lopez, J. L. (2018). Retrieval of suspended sediment concentrations using Landsat-8 OLI satellite images in the Orinoco River (Venezuela). *Comptes Rendus Geoscience*, 350(1-2), 20-30.

Zaki, N. H. M., Chong, W. S., Muslim, A. M., Reba, M. N. M., & Hossain, M. S. (2022). Assessing optimal UAV-data pre-processing workflows for quality ortho-image generation to support coral reef mapping. *Geocarto International*, 37(25), 10556-10580.